

UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal

Gustavo Henrique de Oliveira Mourão

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ÁRVORES EMERGENTES NA AMAZÔNIA A
PARTIR DE DADOS ORIUNDOS DE ESCANEAMENTO LASER
AEROTRANSPORTADO**

Diamantina

2021

Gustavo Henrique de Oliveira Mourão

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ÁRVORES EMERGENTES NA AMAZÔNIA A
PARTIR DE DADOS ORIUNDOS DE ESCANEAMENTO LASER
AEROTRANSPORTADO**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como requisito para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Eric Bastos Gorgens

Diamantina

2021

Catálogo na fonte - Sisbi/UFVJM

M929d Mourão, Gustavo Henrique de Oliveira
2021 Distribuição espacial de árvores emergentes na Amazônia a
partir de dados oriundos de escaneamento laser aerotransportado
[manuscrito] / Gustavo Henrique de Oliveira Mourão. --
Diamantina, 2021.
83 p. : il.

Orientador: Prof. Eric Bastos Gorgens.

Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) -- Universidade
Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Programa de Pós-
Graduação em Ciência Florestal, Diamantina, 2021.

1. Baixios. 2. Platôs. 3. Compartimentos topográficos. 4.
Floresta tropical. 5. Gradiente Amazônico leste/oeste. I.
Gorgens, Eric Bastos . II. Universidade Federal dos Vales do
Jequitinhonha e Mucuri. III. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFVJM
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Bibliotecário Rodrigo Martins Cruz / CRB6-2886
Técnico em T.I. Thales Francisco Mota Carvalho



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

GUSTAVO HENRIQUE DE OLIVEIRA MOURÃO

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ÁRVORES EMERGENTES NA AMAZÔNIA A
PARTIR DEDADOS ORIUNDOS DE ESCANEAMENTO LASER
AEROTRANSPORTADO**

Dissertação apresentada ao
programa de Pós-Graduação em **Ciência
Florestal** da Universidade Federal dos Vales do
Jequitinhonha e Mucuri, **nível de Mestrado**,
como requisito parcial para obtenção do título de
Mestre em Ciência Florestal.

Orientador: Prof. **Eric Bastos Gorgens**

Data de aprovação 09/04/2021.

Dr. Eric Bastos Gorgens - (UFVJM)

Dr. Daniel Magnabosco Marra - (MPI-BGC)

Dr. Marcio Leles Romarco de Oliveira - (UFVJM)



Documento assinado eletronicamente por **Eric Bastos Gorgens, Docente**, em
09/04/2021, às 11:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no
art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcio Leles Romarco de Oliveira,
Docente**, em 09/04/2021, às 11:41, conforme horário oficial de Brasília, com
fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Daniel Magnabosco Marra, Usuário
Externo**, em 09/04/2021, às 11:42, conforme horário oficial de Brasília, com
fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site
[https://sei.ufvjm.edu.br/sei/controlador_externo.php?
acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0](https://sei.ufvjm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código
verificador **0327025** e o código CRC **AF59C78E**.

AGRADECIMENTOS

Se eu vi mais longe, foi por estar sobre ombros de gigantes. Essa frase de Isaac Newton reflete esse momento tão especial. Ao longo de todo o percurso encontrei e me apoiei em pessoas maravilhosas às quais devo minha eterna gratidão. Agradeço a minha mãe **Zenólia** que sempre me incentivou a continuar meus estudos, por diversas vezes sacrificando-se para que minha formação de caráter e profissional fossem as melhores possíveis. A minha irmã **Gleice** e ao meu irmão **Thiago** que sempre me deram força de espírito para continuar em frente. Meus tios **Ronaldo** e **Renato**, minha tia **Edilene**, meus primos **Rafael** e **Jane**, pelos vários anos de acolhimento em diamantina, pelas conversas e conselhos. Minha **namorada** Gilmara, por todo o carinho e momentos de alegria que passamos. Meus amigos que proporcionaram vários momentos de diversão e descontração em Diamantina, em especial ao meu grande amigo **Edivaldo**, aos **Primalucos** e o **Clube dos 16**.

Agradeço ao professor **Eric** por todos os ensinamentos, pela paciência e confiança depositados em mim. Jamais poderia ter escolhido um orientador melhor. Sempre me instigando a pensar diferente, a abstrair e quebrar paradigmas, me desafiando a buscar novas soluções e acreditando no meu potencial. As poucas linhas que reservei para agradecê-lo nunca serão o suficiente para demonstrar o prazer que foi aprender e trabalhar com alguém tão grandioso.

Um agradecimento especial a todos do laboratório de manejo florestal **TreeLab** e ao laboratório de geoprocessamento, que me agregaram conhecimento ao longo de toda minha jornada na universidade. Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) por fornecerem os dados LiDAR usados na minha pesquisa. Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) pelos dias que visitei a ZF-2, por me apresentarem e permitirem que eu experienciasse suas pesquisas na Floresta Amazônica.

Agradeço à Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri pela estrutura necessária para conclusão do mestrado. Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia Florestal que sempre promoveram um ambiente amigável, transformando o DEF em minha segunda casa. Aos membros da banca, professor **Marcio** e ao dr. **Daniel**, por participarem e contribuírem com esta dissertação.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

Uma floresta pode ser descrita de acordo com sua estrutura vertical, normalmente dividida em três níveis: sub-bosque, dossel e emergente. O estrato emergente é formado por organismos que atingem alturas superiores ao dossel da floresta, sobressaindo-se. As árvores emergentes acumulam características como idade, altura e perímetro superiores às demais. Elas também desempenham papéis ecológicos que influenciam toda a dinâmica da floresta. O objetivo desta dissertação é descrever e comparar a distribuição espacial das árvores emergentes em diferentes regiões de floresta amazônica. Como objetivos específicos têm-se: (1) comparar o padrão espacial das árvores emergentes nos diferentes compartimentos topográficos numa região de Manaus; (2) comparar o padrão espacial das árvores emergentes em diferentes regiões da Amazônia no sentido leste/oeste; (3) comparar o padrão espacial das árvores emergentes com e sem a presença de árvores gigantes (árvores superiores a 80 metros de altura). Foram utilizados dados laser aerotransportados, coletados entre 2016 e 2018. Os dados LiDAR foram processados gerando os Modelos Digitais de Terreno (MDT) e Modelos Digitais de Altura do Dossel (MDAD). Pelo método de máximos locais, criou-se uma lista com a localização e altura das árvores a partir do MDAD, dos quais 5 % dos maiores indivíduos foram então considerados como os emergentes e usados para verificação do padrão espacial. Seis transectos foram usados para comparar a distribuição espacial em áreas de baixios e platôs. Outros seis transectos foram selecionados ao longo do gradiente leste/oeste para comparar a distribuição espacial ao longo da Amazônia. E por fim, outros seis transectos foram selecionados em locais de ocorrência de árvores gigantes para comparar com os transectos sem ocorrência de árvores gigantes. Para definir o padrão de distribuição espacial, usou-se a função K de Ripley com correção isotrópica. O padrão espacial das árvores emergentes segue distribuição agregada para todos os raios testados, nos diferentes compartimentos topográficos, nas diferentes regiões amazônicas no sentido leste/oeste e com ou sem presença de árvores gigantes.

Palavras chave: LiDAR. K de Ripley. Árvores gigantes. Baixios. Platôs. Compartimentos topográficos. Floresta tropical. Gradiente Amazônico leste/oeste.

ABSTRACT

A forest can be described according to its vertical structure, usually divided into three levels: understory, canopy and emergent. The emergent stratum is formed by organisms that reach heights above the forest canopy, standing out. Emerging trees accumulate characteristics such as age, height and perimeter higher than others. They also play ecological roles that influence the entire dynamics of the forest. The aim of this dissertation is to describe and compare the spatial distribution of emerging trees in different regions of the Amazon forest. The specific objectives are: (1) to compare the spatial pattern of emerging trees in different topographic compartments in a region of Manaus; (2) compare the spatial pattern of emerging trees in different regions of the Amazon in the east/west direction; (3) compare the spatial pattern of emergent trees with and without the presence of giant trees (trees greater than 80 meters in height). Airborne laser data collected between 2016 and 2018 were used. LiDAR data were processed generating Digital Terrain Models (DTM) and Digital Canopy Height Models (MDAD). Using the local maxima method, a list with the location and height of the trees was created from the MDAD, of which 5% of the largest individuals were then considered as emerging and used to verify the spatial pattern. Six transects were used to compare the spatial distribution in bottomland and plateau areas. Another six transects were selected along the east/west gradient to compare the spatial distribution across Amazonia. And finally, another six transects were selected at sites of occurrence of giant trees to compare with transects without occurrence of giant trees. To define the spatial distribution pattern, Ripley's K function with isotropic correction was used. The spatial pattern of emerging trees follows an aggregated distribution for all tested rays, in different topographic compartments, in different Amazonian regions in the east/west direction and with or without the presence of giant trees.

Keywords: Ripley's K function. Giant trees. Emerging trees. Large trees. Topographic compartments. Tropical forest. East/West Amazon Gradient. Bottomland. Plateaus.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1 Sistema de Informações Geográficas	13
2.2 LIDAR	14
2.3 Análise de Padrão de Distribuição Espaciais	15
2.4 Função K de Ripley	22
3 MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1 Caracterização da área	29
3.1.1 Áreas de Baixio e Platô	29
3.1.2 Gradiente Leste/Oeste.....	30
3.1.3 Árvores gigantes	33
3.2 Transectos LiDAR	35
3.3 Distribuição espacial	37
4 RESULTADOS	41
4.1 Baixio e Platô.....	42
4.2 Gradiente Leste/Oeste	47
4.3 Árvores Gigantes	48
5 DISCUSSÃO	51
6 CONCLUSÃO.....	57
REFERÊNCIAS	58
APÊNDICE A – TESTE DE INFLUÊNCIA DE FRAGMENTAÇÃO DE POLÍGONO NOS RESULTADOS DA FUNÇÃO K DE RIPLEY COM CORREÇÃO ISOTRÓPICA	73

APÊNDICE B – SCRIPTS PARA MAPEAMENTO, DETERMINAÇÃO DE ALTURA E FUNÇÃO K DE RIPLEY DAS ÁRVORES EMERGENTES.	79
---	-----------

APÊNDICE C – COMPARAÇÃO ENTRE O MÉTODOS DE CLASSIFICAÇÃO AUTOMÁTICO E MANUAL.....	83
--	-----------

1 INTRODUÇÃO

A Amazônia é o maior bioma do Brasil ocupando mais de 4 milhões de km² do território nacional (ICMBIO, 2020), resultando em aproximadamente 49 % do território (IBAM, 2015; ICMBIO, 2020). Estima-se que o bioma abriga mais de 30 mil espécies de plantas com sementes, sendo mais de 4700 espécies de árvores (ZAPPI *et al.*, 2015). A Amazônia é formada por distintos ecossistemas, como: florestas ombrófilas, campinaranas, savanas, matas de terra firme, florestas inundadas, várzeas, igapós e campos abertos. (IBF, 2020; MMA, 2006; OEKO, 2013).

Uma floresta pode ser descrita de acordo com sua estrutura vertical, onde árvores que ocupam uma mesma posição sociológica podem ser agrupadas. Geralmente são divididas em três segmentos: sub-bosque, dossel e emergente (PUIG, 2008). O sub-bosque pertence ao estrato inferior da floresta. Possui baixa luminosidade, baixa variação de temperatura e alta umidade relativa do ar. As plantas têm o sistema radicular reduzido, sendo assim sensíveis a períodos de secas e com baixo crescimento (PUIG, 2008).

O dossel é ocupado pelas copas das árvores no patamar superior da floresta. Constitui uma camada densa que atua como barreira física, protegendo a floresta dos agentes climáticos como radiação solar, chuva e vento (IBAM, 2015; PUIG, 2008). Já o estrato emergente é formado pelas maiores árvores da floresta, que frequentemente atingem alturas superiores à 50 metros (LINDENMAYER; LAURANCE; FRANKLIN, 2012; PUIG, 2008). Há registros de árvores que podem ultrapassar 80 metros de altura (GORGENS *et al.*, 2019). Fundamentais nas florestas, as árvores emergentes desempenham papéis ecológicos, com impactos significativos na distribuição de diversos fatores, como umidade, nutrientes e até mesmo de outros organismos vivos (LINDENMAYER; LAURANCE, 2016a).

Por estarem no estrato superior da floresta, as árvores emergentes encontram-se desprotegidas e sujeitas aos extremos climáticos (RIFAI *et al.*, 2016; LAURANCE, 2000). Devido ao seu tamanho, as árvores altas têm um custo maior para distribuição de água e nutrientes (KOCH *et al.*, 2004). Elas necessitam de um forte gradiente de pressão negativa para elevar a água até as folhas da copa (TYREE; SPERRY, 1989). Com aumento da altura das árvores, há maiores chances formação de embolias por cavitação nos tecidos do xilema em momentos com redução do potencial hídrico, reduzindo assim a condutividade hidráulica e causando a morte dos ramos superiores das copas (KOCH *et al.*, 2004, TYREE; SPERRY, 1989). A limitação hidráulica reduz a fotossíntese e o crescimento, devido ao fechamento estomático (RYAN; YODER, 1997).

Em contrapartida, a taxa de mortalidade das árvores emergentes em floresta tropical é menor que a taxa de morte das árvores no dossel como um todo (THOMAS *et al.* 2013). Por estarem acima das demais árvores, as emergentes possuem algumas vantagens evolutivas e fisiológicas como: maior ganho de carbono, fuga de danos físicos causados por quedas de galhos, possibilidade de maior crescimento em largura da copa e maior interceptação de luz (THOMAS *et al.*, 2013; HERWITZ; SLYE; TURTON, 2000; LINDENMAYER; LAURANCE, 2016b; KENZO *et al.*, 2006; CLARK; CLARK, 2001).

As árvores emergentes se relacionam direta e indiretamente aos organismos próximos a elas, pois são responsáveis por vários processos ecológicos, desde amortecimento microclimático da floresta às interações planta-animais (PINHO, 2019). Estes indivíduos podem atuar como suporte físico e fonte de substrato para espécies epífitas (PINHO, 2019) até como plataformas ideais para construção de ninhos de grandes aves de rapina (como a águia harpía) (*Harpia harpyja*) (GONZÁLEZ; VARGAS, 2011) ou para o descanso de primatas (como o Gibão) (*Hylobates pileatus*) (PHOONJAMPA *et al.*, 2010). Além de abrigo contra ataque de predadores, sua posição privilegiada no dossel oferece uma vista mais ampla da floresta (GONZÁLEZ E VARGAS, 2011; PHOONJAMPA *et al.*, 2010). As cavidades das árvores emergentes também servem de abrigos para animais (COCKLE; MARTIN; WIEBE, 2011; PINHO, 2019). Os frutos, sementes e flores servem de alimento para uma gama de organismos (PINHO, 2019). As árvores do estrato emergente armazenam uma grande quantidade de biomassa acima do solo, alteram o microclima (elevando a umidade e diminuindo temperatura do ar) e aumentam a disponibilidade de água e nutrientes (HARDWICK *et al.*, 2015; JUCKER *et al.*, 2018; LUTZ *et al.*, 2018; MANNING; FISCHER; LINDENMAYER, 2006). Quando árvores muito altas caem, elas podem produzir abertura de grandes clareiras (THOMAS *et al.* 2013).

O objetivo desta dissertação é determinar e comparar a distribuição espacial das árvores emergentes em diferentes regiões de floresta amazônica a partir de dados coletados por escaneamento laser aerotransportado. Como objetivos específicos têm-se: (1) comparar o padrão espacial das árvores emergentes nos diferentes compartimentos topográficos da Amazônia; (2) comparar o padrão espacial das árvores emergentes em diferentes regiões da Amazônia no sentido leste/oeste; (3) comparar o padrão espacial das árvores emergentes com e sem a presença de árvores gigantes (árvores superiores a 80 metros de altura).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Estudar as árvores emergentes em uma área pode se tornar uma atividade complexa. A obtenção da altura das plantas em uma floresta adensada, como a Amazônica, é extremamente difícil quando obtida de forma tradicional. Primeiramente deve-se alocar uma equipe de campo. Muitas vezes, não há rotas para veículos próximas ao local a ser inventariado. Ao chegar no destino, coleta-se todas as informações de altura e coordenadas dos indivíduos. A copa das árvores do sub-bosque e dossel atrapalham a vista do ápice das árvores mais altas e dificultam a obtenção das alturas das árvores emergentes.

Uma das soluções para facilitar esse processo, é a utilização de geotecnologias aliadas ao Sistema de Informações Geográficas (SIG). Quando de posse de dados suficientes, diversas análises são possibilitadas sem grandes custos adicionais. Além disso, a velocidade de obtenção de respostas para algumas perguntas é muito mais rápida do que em outros métodos tradicionais, como a ida a campo. A altura das árvores e sua localização é um exemplo prático da veracidade desse fato, uma vez em posse do conjunto de dados de uma nuvem de pontos de *Light Detection And Ranging* (LiDAR) é possível obter essas informações de maneira rápida e prática.

2.1 Sistema de Informações Geográficas

O Sistema de Informações Geográficas (SIG) é um conjunto de ferramentas e noções da compreensão que capacita criar, manipular, gerenciar, processar e visualizar dados georreferenciados (CASTRO, 2017; GIMOND, 2020; SOARES; BATISTA, 2007). Todo dado espacial tem valores de coordenadas e um sistema de referência vinculado. O mundo real pode ser representado no SIG a partir de quatro tipos básicos de objetos: pontos, linhas, polígonos e grades:

Ponto: uma localização de ponto único.
Linha: um conjunto de pontos ordenados, conectados por segmentos de linha reta.
Polígono: uma área, marcada por uma ou mais linhas delimitadoras.
Grade: uma coleção de pontos ou células retangulares, organizadas em uma rede regular vinculado a elas (BIVAND; PEBESMA; GÓMEZ-RUBIO, 2013).

Para melhor compreensão, suponha que se deseja referenciar a posição de dezoito árvores matrizes de sementes de Peroba Rosa. Elas estão em uma fazenda que fica junto a uma rodovia federal. Porém deseja-se coletar apenas sementes das árvores que se encontram em maior altitude. Inicialmente representa-se as árvores como pontos, pois apenas a representação

de seu centro já é suficiente para definir sua localização. As estradas podem ser representadas como linhas dando assim a noção do trajeto a percorrer. A fazenda pode ser representada como um polígono, permitindo o cômputo da área. Por fim, as curvas de nível poderão ser traçadas para identificar as maiores altitudes do terreno a partir de uma imagem (grade) do modelo digital de elevação.

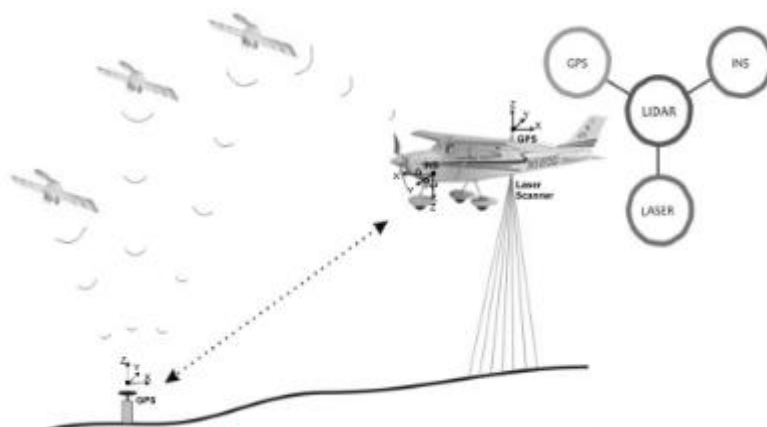
Entre várias tecnologias utilizadas em um SIG, o uso de sensores remotos é essencial. Estes equipamentos permitem obter dados a respeito de um objeto alvo sem a necessidade de contato direto com a superfície almejada. Os sensores têm características passivas ou ativas. Quando passivos utilizam de uma fonte secundária de emissão de energia para posterior captação. A fonte mais usada nesse caso é o Sol. Quando ativos, utilizam uma fonte própria de emissão de energia, como é o exemplo dos sistemas de medição laser (ex: *Light Detection And Ranging* – LiDAR).

2.2 LIDAR

LiDAR é uma sigla em inglês que significa *Light Detection and Ranging* (numa tradução livre, indica detecção da luz e alcance). Sua tecnologia é semelhante à do RADAR, porém usa pulsos lasers ao invés de micro-ondas para mapear os objetos (GIONGO *et al.*, 2010). É um sensor ativo e funciona independente do Sol como fonte de energia. Seu funcionamento se baseia na emissão de um pulso laser e detecção da energia retornada, medindo o tempo de viagem da luz entre a emissão e o retorno (OLIVEIRA *et al.*, 2021). É possível realizar estimativas de distâncias com precisão por meio do tempo de viagem (BAUWENS *et al.*, 2016). O LiDAR pode ser operado a partir de plataformas aéreas, terrestres ou até mesmo orbitais (GIONGO *et al.*, 2010).

Os sistemas LiDAR transportados em aeronaves são conhecidos como ALS (*Airborne Laser Scanner*) (FIG. 1). São compostos pelos seguintes componentes básicos: (1) sensor laser: que registra o tempo entre o sinal emitido e o retorno de um pulso (GIONGO *et al.*, 2010); (2) sistema inercial de navegação (INS – *Inertial Navigation System*) formada por acelerômetros e giroscópios para fornecer informações precisas quanto a posição, velocidade e orientação do próprio sensor (GIONGO *et al.*, 2010); (3) sistema global de navegação por satélite (GNSS - *Global Navigation Satellite System*) que determina a posição da plataforma aerotransportada durante o voo, cruzando informações com uma estação fixa localizada em terra (GIONGO *et al.*, 2010).

Figura 1 - Princípios e componentes de um sistema ALS.



Fonte: Giongo *et al.* (2010)

Os pulsos lasers são capazes de penetrar por pequenas aberturas do dossel, fornecendo informações tridimensionais com alta resolução (GIONGO *et al.*, 2010; OLIVEIRA, 2019). Essa característica potencializa o seu uso para aplicações florestais, pois consegue cobrir áreas extensas e de difícil acesso, além de obter informações da estrutura e do terreno (GIONGO *et al.*, 2010).

A tecnologia permite reproduzir com precisão um Modelo Digital de Elevação (MDE) e seus derivados (OLIVEIRA *et al.*, 2021): Modelo Digital de Superfície (MDS), Modelo Digital de Terreno (MDT) e Modelo Digital da Altura de Dossel (MDAD) (OLIVEIRA, 2019). Os Modelos Digitais de Elevação (MDE) são representações em meio digital das altitudes de uma superfície, incluindo os elementos geográficos sobre ela (IBGE, 2021; OLIVEIRA, 2019). O Modelo Digital de Superfície (MDS) representa a altitude da superfície do terreno e dos objetos que existem sobre ela (CRUZ *et al.*, 2011), como construções, árvores e carros. O Modelo Digital de Terreno (MDT) representa apenas a superfície do solo e suas cotas de altitude, desconsiderando os objetos presentes sobre ela, ou seja, representa a superfície real do terreno (CRUZ *et al.*, 2011). E por fim, o Modelo Digital da Altura de Dossel (MDAD) é semelhante ao MDS, mas ao invés da elevação, representa a altura dos objetos presentes em uma nuvem de pontos LiDAR. É, portanto, um modelo digital de superfície normalizada (SILVA, 2013).

2.3 Análise de Padrão de Distribuição Espaciais

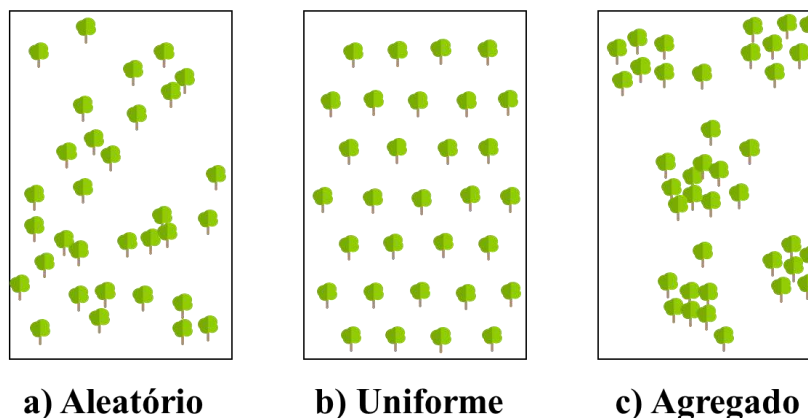
A análise espacial estuda os padrões espaciais e seus processos subjacentes (GIMOND, 2020). O estudo do padrão de distribuição espacial é uma análise que determina

como estão organizados os eventos, seu grau de agrupamento e a direção em que este padrão se distribui (MAYORGA; MOLINA, 2017). Na área florestal, o padrão de distribuição espacial fornece dados para o entendimento de ocorrências de eventos que afetam direta ou indiretamente as relações da vegetação, sejam elas intraespecífica, interespecífica ou com o meio.

Entre os fatores que podem afetar o padrão de distribuição das espécies, destaca-se: variações das condições ambientais, topografia, disponibilidade de recursos como luz, água e nutrientes, características do solo, disponibilidade de espaço, comportamento reprodutivo, dispersão das espécies, competição e predação, sobrevivências, perturbações no ambiente, antropização, fatores evolutivos, fatores históricos, dentre outros, (BERNASOL; LIMA-RIBEIRO, 2010; BILLINGS, 1952; OLIVEIRA; AMARAL, 2004; PUIG, 2008; THOMAS; KUNIN, 1999). Esses fatores podem causar efeitos de primeiro e/ou segunda ordem na distribuição dos eventos (os eventos podem ser os indivíduos de uma população). Os efeitos de primeira ordem são aqueles que afetam o padrão de distribuição devido a relação dos eventos com o meio (GIMOND, 2020) como a elevação do terreno, tipo de solo e ocorrência de árvores de outra espécie. Os efeitos de segunda ordem são ocasionados pelo próprio evento, assim independem da sua localização ou do meio que se encontram (GIMOND, 2020), como a influência da distribuição dos indivíduos pelo tipo de dispersão de sementes.

As populações em seus ambientes naturais podem apresentar diferentes padrões espaciais (VIEIRA, 2015). Em florestas, três formas gerais de distribuição espacial das populações são mais utilizadas: aleatória, regular e agregada (ODUM, 1896) (FIG. 2). O padrão espacial aleatório é caracterizado pela independência da posição de um indivíduo em relação a outro, assim os eventos têm probabilidade igual e independente de ocorrer em qualquer ponto da área. No padrão agregado há uma tendência dos indivíduos ocorrerem em grupos, e a ocorrência de um indivíduo aumenta a probabilidade da ocorrência de outro. No padrão uniforme, os indivíduos tendem a ser igualmente espaçados, sendo que a ocorrência de um impede a de outro (VIEIRA, 2015).

Figura 2 - Padrões de distribuição espacial. À esquerda um exemplo de padrão aleatório. Ao centro, uniforme. À direita, agregado.



Fonte: autor

Para realizar a análise do padrão espacial é necessário conhecer o comportamento dos eventos ao longo da área. Comportamento estacionário ocorre quando se considera uma janela de tamanho menor que o da área estudada e independentemente da localização dessa janela, as propriedades estatísticas dos eventos não mudarão (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015). De forma mais simples, pode-se dizer que um processo é estacionário quando os eventos são distribuídos homogeneamente ao longo de toda superfície. Caso haja concentração dos eventos em alguma parte da área, o processo será não-estacionário.

Um processo é isotrópico quando não se mudam suas propriedades estatísticas rotacionando a área em seu próprio eixo em relação ao ponto central (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015). Com isso pode-se definir que os pontos são distribuídos em todas direções, não tendo influência quando observa-se de norte a sul ou de leste a oeste (ou qualquer outra direção). Quando o processo é anisotrópico haverá diferenças de padrão de distribuição quando considerada sua direção.

Ao longo do tempo, diversas formas para calcular a distribuição foram propostas. Cada uma com suas características próprias, assim como vantagens e desvantagens. As baseadas em amostragem por parcelas devem ter sua área de estudo bem definida e as unidades amostrais estabelecidas. Como exemplos, têm-se os índices de Payandeh, Morisita, MacGuinnnes, Fracker e Brischle, e Hazen. Outra forma de calcular o padrão de distribuição são os métodos que não utilizam unidades amostrais de área, mas que se baseiam na distância entre eventos, como por exemplo o K de Ripley.

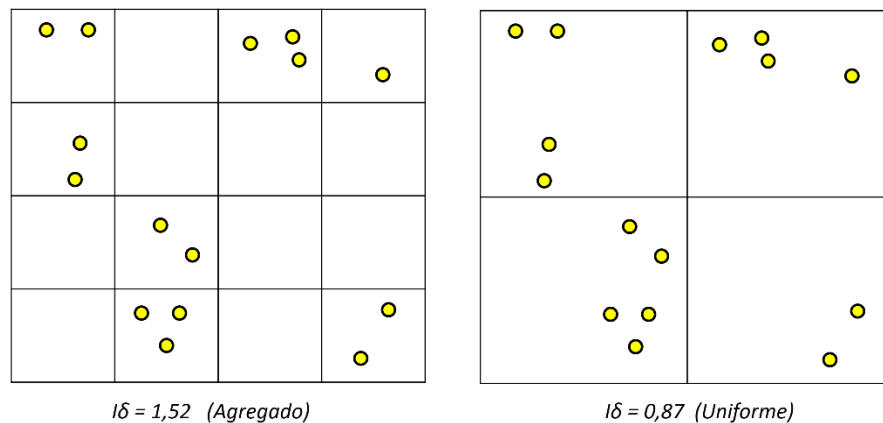
A vantagem da metodologia baseada em parcelas está na facilidade de seus cálculos e por dispensar o georreferenciamento dos eventos e das unidades amostrais para obtenção das

métricas. Apenas o número de eventos dentro de cada unidade amostral deve ser conhecido. Uma desvantagem está no fato de que a escala espacial, assim como o tamanho e distribuição das parcelas, pode afetar as conclusões da análise. Como exemplo o Índice de Morisita (MORISITA, 1959) (POOLE, 1974) (SAKAI, S. *et al.*, 1999):

$$I_{\delta} = \frac{N \sum n_i (n_i - 1)}{n (n - 1)}$$

em que I_{δ} = índice de dispersão de Morisita; n_i = número de indivíduos na i-ésima unidade amostral; n = número total de indivíduos em toda a amostra; N = número de unidades amostrais; $I_{\delta} > 1$ agregado; $I_{\delta} = 1$ aleatório; $I_{\delta} < 1$ uniforme (FIG. 3).

Figura 3 – Índice de Morisita calculado para mesma área com tamanho de parcelas diferentes

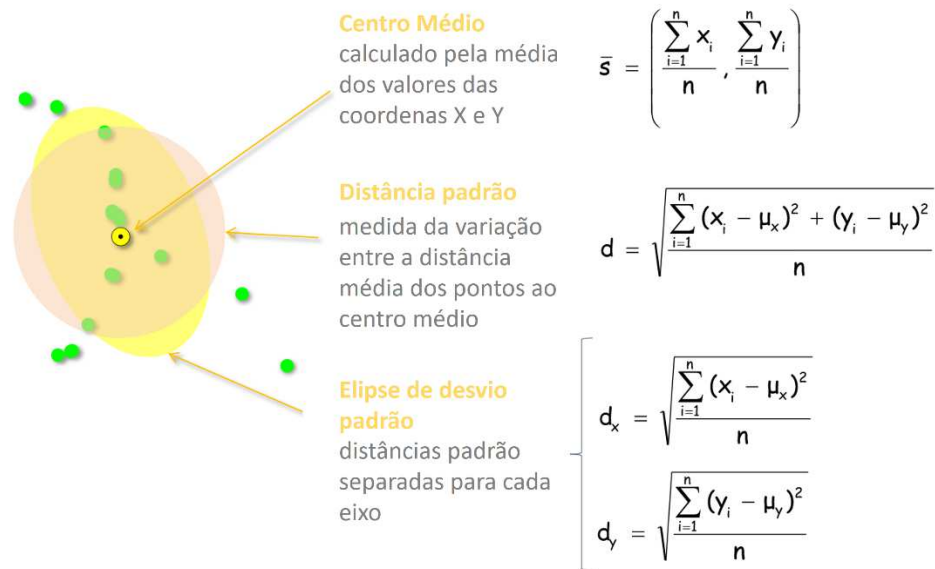


Fonte: autor

Uma forma alternativa de calcular o padrão de distribuição se baseia na distância entre eventos. Antes do auxílio de computadores, formas mais básicas eram as mais utilizadas. Entre elas, destacam-se o centro médio, a distância padrão e a elipse de desvio padrão (FIG. 4). O centro médio pode ser calculado como o valor médio das coordenadas. A distância padrão calcula a distância média dos eventos ao centro médio e pode ser representada graficamente por um círculo com o raio de tamanho igual à distância média e o ponto central sendo o centro médio. A elipse de desvio padrão é semelhante à distância padrão, porém considera tanto a compactação quanto a direção da distribuição (GIMOND, 2020; MAYORGA; MOLINA, 2017). Essas estatísticas simplificadas podem ocultar informações importantes sobre a distribuição (GIMOND, 2020), causando perdas de possíveis causas e efeitos. Com o

surgimento e popularização dos computadores, estatísticas mais complexas puderam ser realizadas.

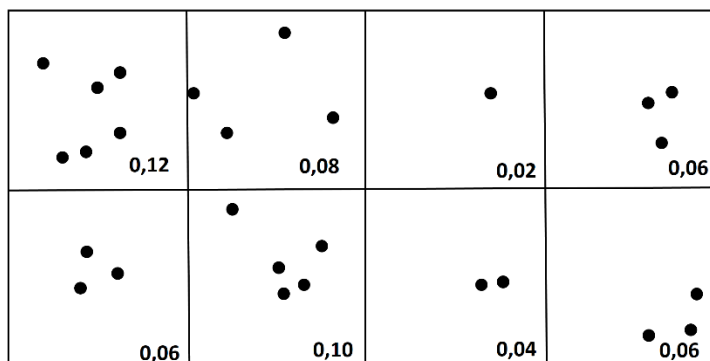
Figura 4 – Representação das análises de centro médio, distância padrão e a elipse de desvio padrão.



Fonte: Adaptado de GIMOND, 2020

Os métodos para a classificação dos padrões de pontos podem ser divididos em dois: os baseados na densidade e os baseados na distância. Entre a abordagem de densidade, tem-se a densidade global, em que simplesmente se divide a quantidade de observações pela área da superfície de estudo. Assim tem-se a proporção do número de observações por unidade de área (GIMOND, 2020). Já a densidade local é aquela que pode ser medida em diferentes locais na superfície de estudo. É capaz de definir a homogeneidade ou heterogeneidade dos eventos ao longo da área (GIMOND, 2020). Entre a metodologia mais conhecida estão a densidade quadrática e a densidade de Kernel. A primeira divide a superfície de estudo em sub-regiões e calcula a densidade com base na divisão do número de pontos pela área da sub-região (FIG. 5). Nesse processo as sub-regiões não se sobrepõem no cálculo da densidade (GIMOND, 2020).

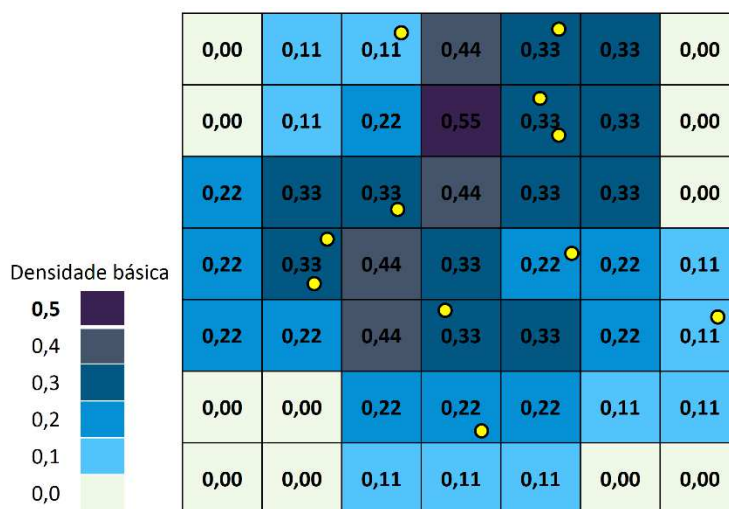
Figura 5 - Exemplo de densidade quadrática considerando cada quadrante com área de 50 m².



Fonte: autor

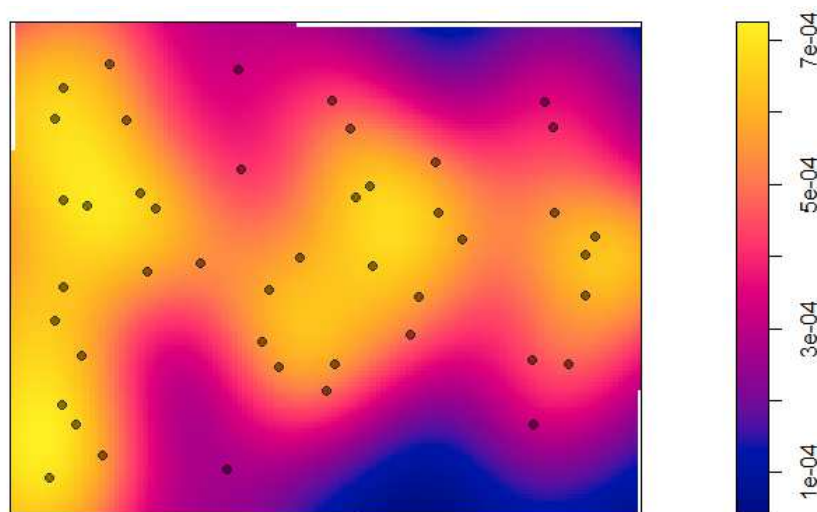
A densidade de Kernel é semelhante a densidade quadrática, porém com a diferença que as sub-regiões se sobrepõem. Na sua versão mais básica, as sub-regiões são definidas por uma janela que se movimenta ao longo da superfície de estudo, sempre com uma célula como ponto central (um *kernel*). A célula deve sempre ser menor que a janela (GIMOND, 2020). Uma grade de valores de densidade é gerada em que cada célula recebe o valor de densidade referente a janela da qual encontra-se ao centro (GIMOND, 2020). A técnica produz uma superfície contínua (FIG. 6). A grande vantagem desse tipo de técnica é sua simplicidade de visualização, tornando fácil uma análise exploratória. Há várias derivações da densidade de Kernel básica, podendo se diferenciar por, mas não somente: cálculos de suavização, funções para proporcionalidade da distância entre os pontos e centro da janela, ajustes por covariáveis, diferentes estimadores e funções de núcleo (FIG. 7).

Figura 6 – Exemplo de densidade de Kernel básica de 3x3, em que cada ponto recebe peso igual.



Fonte: autor

Figura 7 – Exemplo de uma função de Kernel com suavização



Fonte: autor

Outras técnicas de análise de densidade utilizam a modelagem em função de uma covariável. Nesse tipo de abordagem é adotado um modelo estatístico para demonstrar as relações entre a distribuição de pontos e covariáveis subjacentes (GIMOND, 2020). Entre os mais conhecidos e usados está o modelo de processos de pontos de Poisson Homogêneo (P.H.). Ele é caracterizado por representar uma área em que todos os pontos aleatórios são distribuídos de forma independente e uniforme (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015). É estacionário porque a intensidade de pontos é constante e é isotrópico por que ela é invariante à rotação (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015; BIVAND; PEBESMA; GÓMEZ-RUBIO, 2013). O processo de pontos Poisson Não Homogêneo é uma generalização do método P.H., que permite uma intensidade não constante, tornando assim possível que a quantidade de eventos possa aparecer com maior ou menor frequência em diferentes regiões da área de estudo (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015; BIVAND; PEBESMA; GÓMEZ-RUBIO, 2013).

Os métodos baseados em distância definem como os eventos estão distribuídos em relação uns aos outros e em relação à área total. Vários são as metodologias para os cálculos baseados em distância. Há aqueles com menor complexidade de cálculos, os quais pode-se destacar: a distâncias aos pares, que calcula a distância entre todos os pares de eventos; e a distâncias do vizinho mais próximo médio, que se obtém a distância média de cada evento ao seu vizinho mais próximo (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015; GIMOND, 2020). Há também os métodos mais complexos para calcular a distribuição espacial baseados na distância. A função K de Ripley é uma dessas funções e a que será usada neste estudo. Por isso será mais detalhada no próximo tópico.

2.4 Função K de Ripley

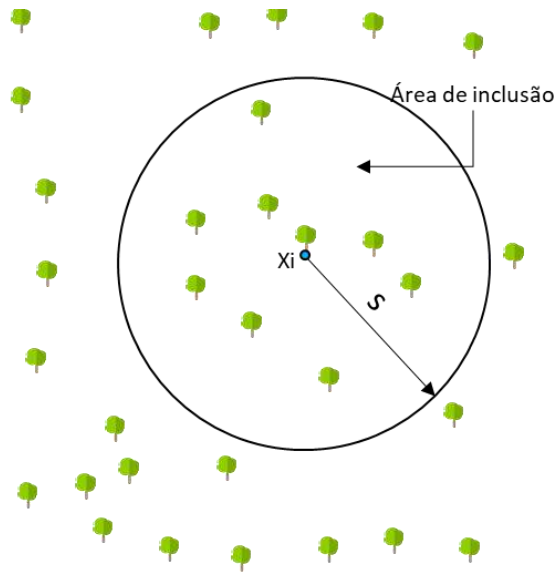
A função K foi proposta por Ripley (1977) e é também conhecida como função de segundo momento reduzido (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2020). Para seus cálculos, não há necessidade de fixação de parcelas, uma vez que a localização de cada evento é considerada como referência para os cálculos. O método considera a variação da distância de referência, assim transmite informações em uma gama de escalas espaciais e possibilita que os resultados sejam exibidos graficamente.

A função K consiste em medir o número esperado de vizinhos em uma dada distância de qualquer evento arbitrário (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015; BIVAND; PEBESMA; GÓMEZ-RUBIO, 2013). Resumidamente, seleciona-se um evento e a partir dele cria-se um círculo de raio de tamanho qualquer (FIG. 8). Todas as ocorrências dentro desse círculo são contabilizadas. Repete-se o processo para todos os pontos e ao final calcula-se a média dos valores encontrados. Assim obtém-se o número esperado de eventos para qualquer ponto aleatório dentro de uma determinada distância. Por fim divide-se pela intensidade λ , que nesse caso é o número esperado de pontos por unidade amostral da área total. É expresso pela fórmula:

$$K(s) = \lambda^{-1} E [N_0(s)]$$

em que: λ^{-1} é intensidade de primeira ordem e $\lambda = n/|A|$, ou seja, o número de eventos dividido pela área da região de estudos; $E [.]$ é a esperança de ocorrência dos eventos; $N_0(s)$ representa o número de eventos adicionais até uma distância euclidiana s em torno de um evento arbitrário. Para que essa fórmula seja verdadeira, assume-se que os eventos são estacionários, com intensidade $\lambda > 0$ e distância $s \geq 0$ (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015).

Figura 8 - Representação da inclusão do número de eventos adicionais até uma distância euclidiana em torno do evento X_i .



Fonte: autor

Para inferências, assumindo que a intensidade é homogênea, a estimativa da função de $K(s)$ pode ser comparada com uma função teórica do processo de Poisson Homogêneo (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015, 2020; BIVAND; PEBESMA; GÓMEZ-RUBIO, 2013) em que:

$$K_{\text{pois}} = \pi r^2$$

A função K_{pois} pressupõe uma completa aleatoriedade espacial (CAE) uma vez que devido às suas propriedades a ocorrência dos pontos são independentes, a presença de um ponto aleatório no local não aumentará ou diminuirá a probabilidade de pontos em outros locais (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015). Dessa forma, testa-se a hipótese nula de que a função $K(s)$ segue uma distribuição CAE ($K(s) = K_{\text{pois}}$). Caso essa hipótese seja rejeitada, existem duas hipóteses alternativas: agregamento ou uniformidade. Quando $K(s) > K_{\text{pois}}$ implica em uma contagem média de pontos maior do que a intensidade esperada, indicando um grau de agregamento na distância testada. Quando $K(s) < K_{\text{pois}}$ implica em uma contagem média de pontos menor do que a intensidade esperada, indicando um grau de uniformidade. (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2020; SMITH, 2020). Em resumo, as hipóteses associadas ao K de Ripley:

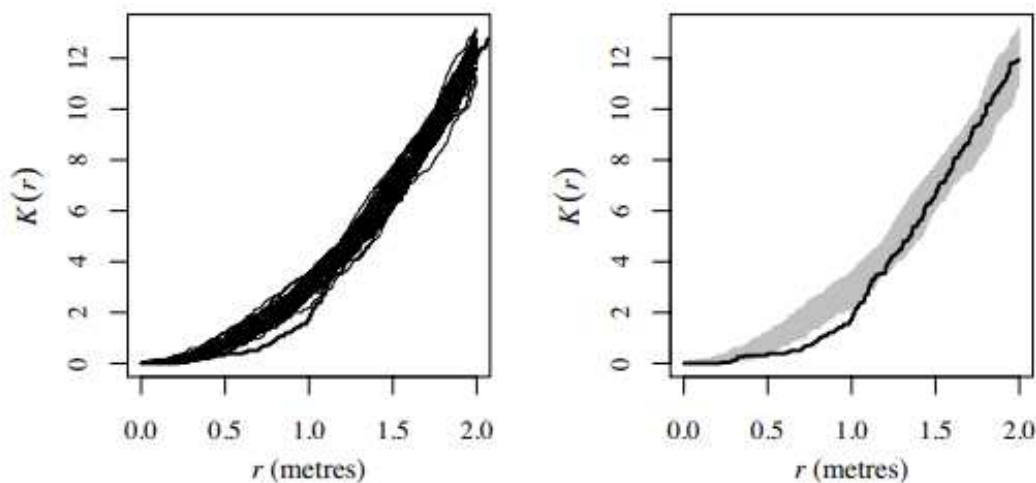
$K(s) = K_{\text{pois}}$: Completa aleatoriedade espacial

$K(s) > K_{\text{pois}}$: Distribuição agregada

$K(s) < K_{\text{pois}}$: Distribuição uniforme

Com base apenas na definição, não ocorrerá um momento em que graficamente as curvas de $K(s)$ e K_{pois} estarão em perfeita concordância, devido a variabilidade aleatória. Para resolver isso, é importante definir se a diferença entre os valores é estatisticamente significativa a ponto de rejeitar-se a hipótese nula (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015). Para esse intuito são calculados envelopes baseados em simulações de Monte Carlo (FIG. 9). Simplificadamente, nesse método são simulados aleatoriamente uma série de padrões de pontos. Os valores de máximo e mínimo de dispersão dos valores simulados em relação a curva da função K_{pois} são definidos como os limites superiores e inferiores em diferentes distâncias (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015, 2020). Com isso é criado um intervalo de confiança associado a cada valor de raio (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015, 2020; BIVAND; PEBESMA; GÓMEZ-RUBIO, 2013).

Figura 9 - Exemplo de construção de um envelope baseado em simulações de Monte Carlo para análise de padrão espacial.



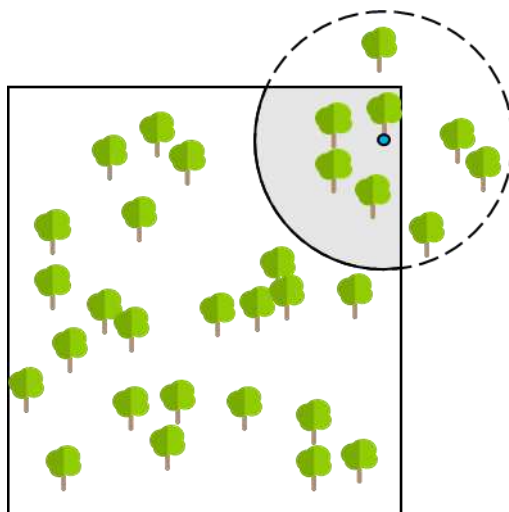
Fonte: Baddeley; Rubak e Turner (2015)

Comparando o padrão de eventos qualquer com os simulados pelo teste de Monte Carlo (M.C.), tem-se uma chance em todas as possíveis de escolher casualmente o evento não simulado. Num exemplo em que se testa a hipótese de CAE de um processo de eventos, utilizando o teste de M.C. com 99 simulações. A chance de escolha exata do evento não simulado seria de uma em cem, ou seja $1/(nsim + 1)$, em que *nsim* é o número de simulações.

Pela característica de simetria do teste M.C. com o teste estatístico t , o nível de confiança é a mesma probabilidade de escolher o processo não simulado dentre todos os outros (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015, 2020). No exemplo $1 / (99 + 1) = 0,01$. Assim o nível de confiança é 0,01 (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015, 2020). Rejeita-se a hipótese nula quando valores calculados pela função $K(s)$ encontram-se fora do envelope (BIVAND; PEBESMA; GÓMEZ-RUBIO, 2013), ou seja, a distribuição não segue o padrão de CAE a um nível de significância de $1 / (nsim + 1)$.

Na maioria dos casos, a função K precisa de algum tipo de correção para evitar erros nos resultados devido às árvores próximas à borda. Um dos motivos para esse efeito se dá quando a distância do raio de verificação de ocorrências extrapola a janela do processo (FIG. 10), assim os pontos próximos ao limite da janela podem ter subestimação na contagem de eventos (SMITH, 2020).

Figura 10 - Efeito causado pelas árvores próximas às bordas da janela do processo. Somente as árvores dentro da porção do círculo destacada com cor cinza, serão contabilizadas nesse evento para o cálculo da função K .



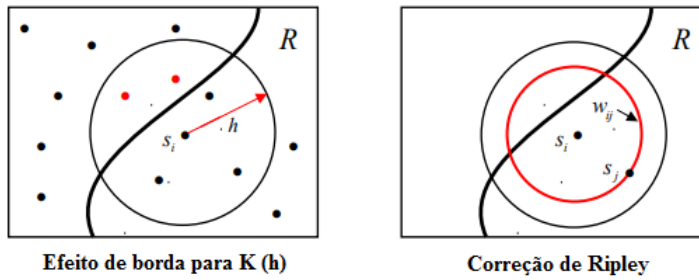
Fonte: autor

A correção isotrópica de Ripley é uma derivação da função K que corrige os efeitos causados pelas árvores próximas aos limites de uma janela de processo. Pode ser usado em superfícies retangulares ou em formatos poligonais (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2020). Ela pondera as contagens de ponto em relação a área do círculo total que está inserida, e consequentemente aumenta a contagem para os pontos próximos à fronteira (SMITH, 2020).

Para melhor compreensão, visualize todo o processo de ponto \mathcal{S} estendendo-se ao espaço de estudo (FIG. 11). Considerando um par de pontos s_1, s_2 . Quando o ponto s_1 aparece

na janela, o ponto s_2 deve aparecer em uma distância $h = \|s_1 - s_2\|$ (Smith, 2020). Considerando-se essa distância como o valor de um raio centrado em s_1 , é possível desenhar um círculo $w(s, h)$. Assumindo que o processo é isotrópico, ou seja, invariante à rotação, pode-se então definir que sabendo-se que s_2 ocorreu, mas não conhecendo sua localização, apenas sua distância, ele teria a probabilidade igual de estar em qualquer lugar desse círculo (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015):

Figura 11 - Representação da correção isotrópica de Ripley.



Fonte: Smith (2020)

Se apenas parte desse círculo encontra-se dentro do espaço de estudo (W), então a probabilidade de s_2 estar também dentro de W é a proporção do comprimento do círculo dentro de W (Smith, 2020):

$$p(s, h) = \frac{\ell(W \cap \partial w(s, h))}{2\pi d}$$

em que $\ell(W \cap \partial w(s, h))$ denota ao comprimento da circunferência dentro de W .

Como cada par de pontos pode ser ponderado pela probabilidade $p(s, h)$, então obtém-se um estimador da correção isotrópica de Ripley (1977):

$$\hat{K}_{iso}(r) = \frac{1}{\lambda n} \sum_{i=1}^n \sum_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^n 1\{d_{ij} \leq r\} \frac{1}{p(s_i, h_{ij})}$$

em que $\lambda = n/|A|$; n = número de eventos na janela de estudo; A = área; r = raio de inclusão; $\{d_{ij} \leq r\}$ = função indicadora que assume valor 1 sempre que há um par de eventos menor que o raio, e zero caso contrário; $p(s_i, h_{ij})$ = proporção do comprimento do círculo dentro de W . A função é válida somente para $r > 0$.

A mesma ideia pode ser usada para

$$\hat{K}(h) = \frac{1}{\lambda n} \sum_{i=1}^n \sum_{j \neq i} \frac{I_h(d_{ij})}{w_{ij}}$$

em que $\lambda = n / |A|$; n é o número de árvores na região de estudo; A é o tamanho da área de estudo; $I_h(d_{ij})$ é uma função indicadora que assume valor 1 sempre que há um par de eventos menor que o raio, e zero caso contrário; e w_{ij} é a função de correção isotrópica de bordadura, a qual representa a proporção da área do círculo, formado pelo raio com origem no evento de referência ij , dentro da janela de estudo.

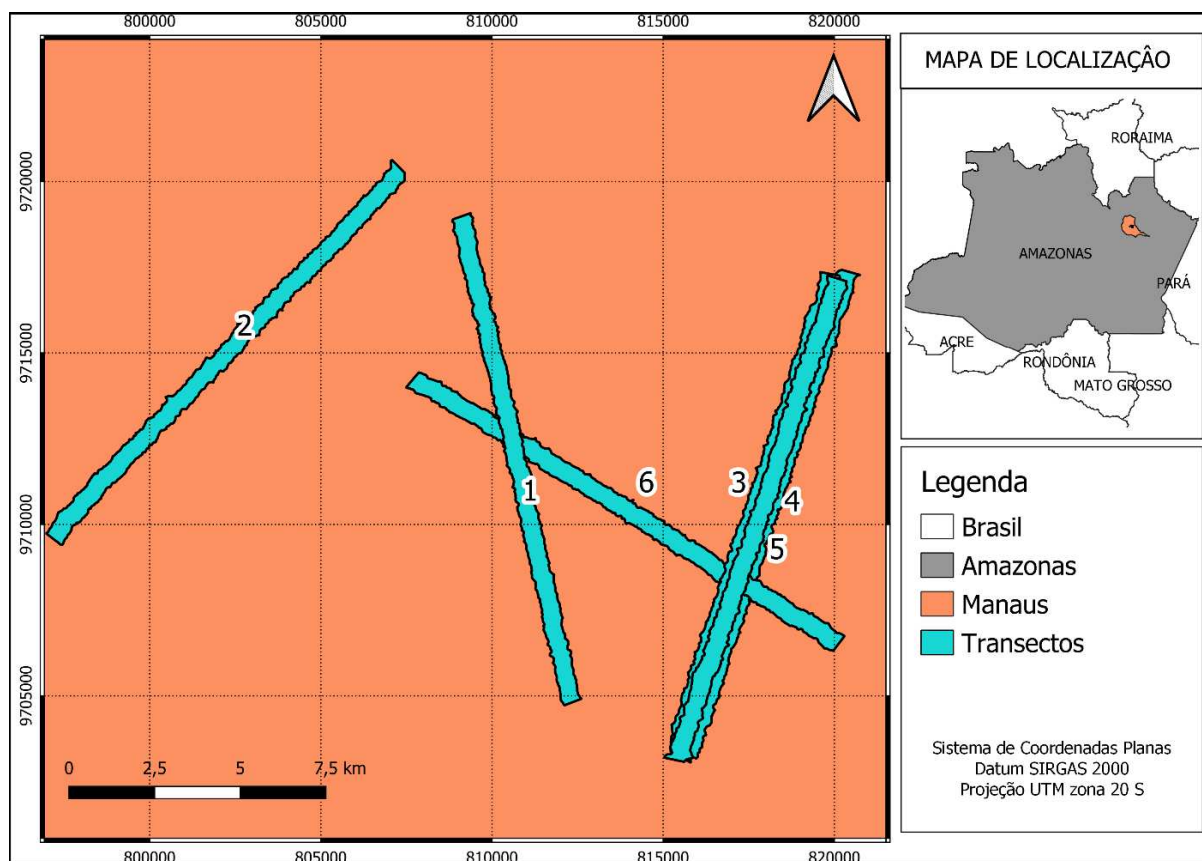
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área

3.1.1 Áreas de Baixo e Platô

Selecionou-se seis transectos localizados na Estação Experimental de Silvicultura Tropical do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), núcleo ZF-2 (FIG. 12) (Transectos 1, 2, 3, 4, 5 e 6). A área está localizada aproximadamente a 50 km ao norte de Manaus, no estado Amazonas. O clima predominante é tropical úmido, do tipo Af, segundo a classificação de Köppen e Geiger. A pluviosidade média anual é de 3001 mm e a temperatura média anual de 26,4 °C (CLIMATE-DATA, 2019).

Figura 12 - Mapa de localização dos transectos na ZF2



Fonte: autor

A região de estudo compreende uma área com diferentes compartimentos topográficos, apresentando platôs e baixios ao longo de toda sua extensão (MARQUES FILHO;

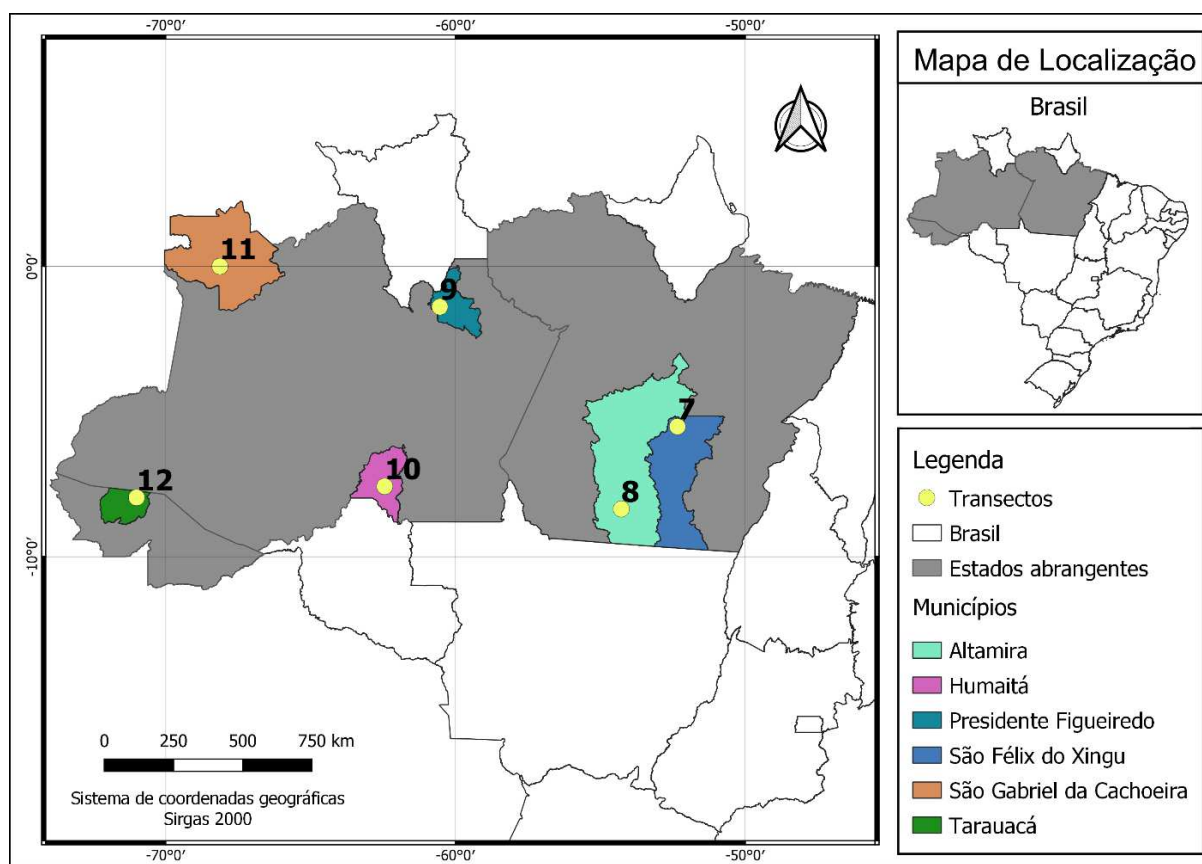
DALLAROSA; PACHÊCO, 2005). Entre os seis transectos, a menor altitude é de 39 metros no transecto 2 e a maior é de 126 metros no transecto 5. O solo predominante é o latossolo amarelo distrófico de textura argilosa (RANZANI, 1980). Nos platôs há predominância de solos com textura argilosa, enquanto no baixio apresentam textura arenosa. Nas encostas (transição entre baixio e platô) os solos variam entre a textura argilosa e arenosa (CARNEIRO, 2004). Nos platôs, os solos são bem drenados e há uma maior concentração dos micronutrientes Fe, Mn e Cu (CARNEIRO, 2004; SOUZA, 2008). Os baixios são frequentemente encharcados com as chuvas (CARNEIRO, 2004).

A região em que os transectos estão localizados a classe de relevo predominante é levemente ondulada (CARNEIRO, 2004). A cobertura vegetal é típica de floresta tropical úmida densa de terra-firme, com predominância de espécies arbóreas das famílias Sapotaceae, Lecythidaceae, Leguminosae e Burseraceae (HIGUCHI *et al.*, 2004). Algumas espécies presentes são *Dinizia excelsa* Ducke, *Eschweilera coriacea* (DC.) S.A. Mori, *Protium apiculatum* Swartz, *Scleronema micranthum* Ducke, *Micrandropsis scleroxylon* W. Rodr., além de espécies de *Ecclinusa*, *Micropholis*, *Manilkara*, *Ocotea*, *Protium* e de *Parkia* (HIGUCHI *et al.*, 2004).

3.1.2 Gradiente Leste/Oeste

Foram escolhidos seis transectos ao longo de um gradiente leste/oeste, tentando assim capturar as diferenças ecológicas ao longo do bioma (FIG. 13). O transecto 7 está localizado na área norte do município de São Félix do Xingu no estado do Pará, dentro da terra indígena Apyterewa. A região tem altitude variando entre 200 e 230 metros. Seguindo a classificação de Santos (2018), o relevo tem dois aspectos: suave ondulado e ondulado. Possui temperatura média de 25,8 °C, pluviosidade média anual de 1981 mm e segundo classificação de Köppen e Geiger, o clima é Aw (CLIMATE-DATA, 2019). De acordo com a base de dados espacial do IBGE (2018b) para vegetação da Amazônia Legal, no transecto são predominantes a fitofisionomia Floresta Ombrófila Aberta Submontana com cipós, porém também possui a Floresta Ombrófila Aberta Submontana com palmeiras. O mapa de solos da Amazônia Legal define o solo para a região com a classe de solo Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico (IBGE, 2018a).

Figura 13 – Mapa de localização dos transectos selecionados para o gradiente amazônico



Fonte: autor

O transecto 8 está localizado no sul do município de Altamira, no estado do Pará, dentro da terra indígena Menkragnoti. Possui altitude variando majoritariamente entre 315 e 340 metros, porém em alguns locais ultrapassa 400 metros. Adotando a classificação de Santos (2018), o relevo transita entre suave ondulado, ondulado e fortemente ondulado. Em algumas pequenas faixas, tem aspecto montanhoso. A classificação do clima segundo de Köppen e Geiger é Am, com temperatura média de 26,1 °C e pluviosidade média anual de 1914 mm (CLIMATE-DATA, 2019). Os solos predominantes são Neossolo Litólico Distrófico no terço ao norte e no terço ao sul e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico na região central (IBGE, 2018a). As vegetações características são Floresta Ombrófila Densa Submontana Dossel emergente nas regiões norte e sul e Floresta Ombrófila Aberta Submontana com palmeiras no centro (IBGE, 2018b).

O transecto 9 está inserido no município de Presidente Figueiredo, no estado do Amazonas. Está localizado a aproximadamente 100 km da sede do município, seguindo pela BR 174. Está dentro da terra indígena Waimiri-Atroari. É cortado pelo rio Curiuaú e está próximo a áreas alagadas pela represa da Usina Hidrelétrica de Balbina. Segundo a classificação

de Köppen e Geiger a classificação do clima é Af, com temperatura média de 25,5 °C e pluviosidade média anual de 3038 mm (CLIMATE-DATA, 2019). É composto por uma área plana (MÜLLER e CARVALHO, 2005), com altitude média de 75 metros. O solo é um Argissolo Amarelo Distrófico (IBGE, 2018a). A vegetação predominante é Floresta Ombrófila Densa Terras Baixas Dossel emergente, sendo que próximo ao transecto há transição para Campinarana Florestada sem palmeiras (IBGE, 2018b).

O transecto 10 encontra-se no município de Humaitá, no estado do Amazonas. Inserido dentro da terra indígena Nove de Janeiro. Situada a leste da sede do município e a aproximadamente dez quilômetros da BR 250. Segundo a classificação de Köppen e Geiger a classificação do clima é Am, com temperatura média de 26,2 °C. A região possui elevados índices de precipitação com a pluviosidade média anual de 2456 mm (CLIMATE-DATA, 2019). Sua porção mais ao norte é cortada pelo rio Maicimirim. A fitofisionomia dominante é caracterizada como Floresta Ombrófila Densa Terras Baixas Dossel emergente, porém há também em menor expressão Floresta Ombrófila Aberta Terras Baixas com palmeiras (IBGE, 2018b). O solo predominante é o Latossolo Amarelo Distrófico (IBGE, 2018a). A altitude média é de 80 metros. Tem declividades baixas, sendo em sua maior parte plano e suave ondulado, seguindo a classificação de Santos (2018). Próximos às redes de drenagem, tem a declividade ondulada.

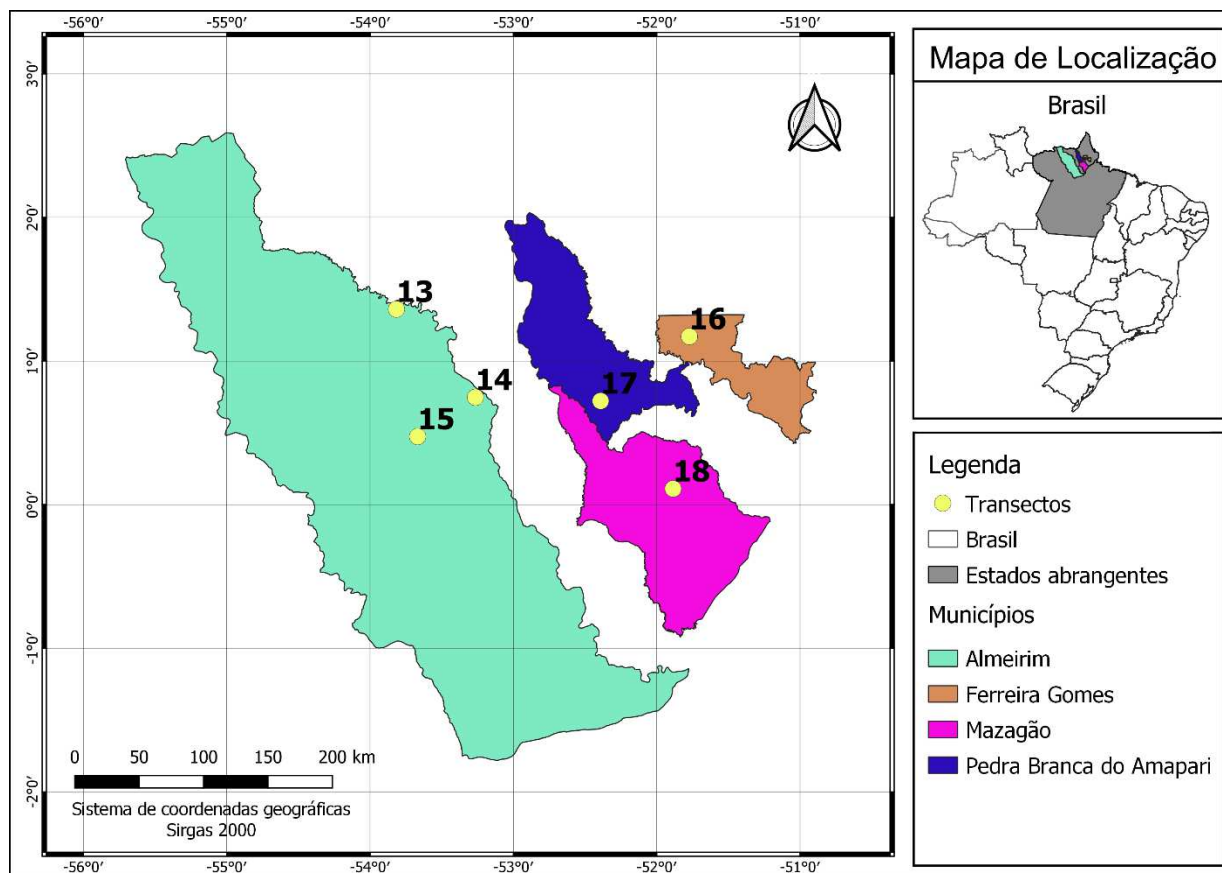
O transecto 11 está localizado no município de São Gabriel da Cachoeira (AM). Encontra-se na terra indígena Alto Rio Negro. No início de sua extensão, é cortado pelo rio Uaupés. Ainda no início da sua extensão, suas bordas fazem fronteira com a comunidade local Matapi. Segundo a classificação de Köppen e Geiger a classificação do clima é Af, com temperatura média de 25,4 °C. A região possui elevados índices de precipitação com a pluviosidade média anual de 3220 mm (CLIMATE-DATA, 2019). A vegetação no transecto é Campinarana Florestada sem palmeiras. A espécie mais frequente e abundante da região é a *Micrandra sprucei* (SOUSA, 2012). As espécies *Eperua leucanta*, *Eperua purpúrea* e *Caraipa spuria* apresentam valores elevados de dominância e frequência (SOUSA, 2012). Outras espécies que aparecem na área são *Clusia spathulaefolia*, *Hevea brasiliensis*, *Mezilaurus itauba*, *Licania sprucei*, *Micropholis guyanensis*, *Dialium guianensis* (SOUSA, 2012). As duas classes de solos dentro da faixa de estudo, o Latossolo Amarelo Distrófico e Espodossolo Humilúvico Hidro-Hiperespesso (IBGE, 2018a). Em sua maior parte, a altitude varia entre 100 e 120 metros. Seguindo a classificação de Santos (2018), a declividade na maior parte da região é plana e suave ondulada.

O transecto 12 está localizado no município de Tarauacá, no estado do Acre. Encontra-se aproximadamente dez quilômetros da BR 364, ao oeste da sede do município. Considerando uma linha reta, o início do transecto fica aproximadamente 30 km da cidade de Tarauacá. Está inserido dentro da Floresta Estadual Rio Gregório. Ao sul e leste do transecto encontra-se o rio Acurauá. Próximo ao rio há locais de forte ação antrópica, com desmatamento da floresta nativa. Segundo a classificação de Köppen e Geiger a classificação do clima é Am, com temperatura média de 25,1 °C. A região possui elevados índices de precipitação com a pluviosidade média anual de 2116 mm (CLIMATE-DATA, 2019). A classe do solo é o Luvissoilo Crômico Órtico (IBGE, 2018a). A fitofisionomia é caracterizada como Floresta Ombrófila Aberta Terras Baixas com bambus e Floresta Ombrófila Densa Terras Baixas Dossel emergente (IBGE, 2018b). Em sua maior parte, a altitude varia entre 220 e 280 metros. Seguindo a classificação de Santos (2018), o relevo varia de ondulado à forte ondulado. Algumas espécies florestais presentes na Floresta Estadual Rio Gregório são *Trattinnickia burserifolia* (Breu amescla), *Terminalia amazonia*, (Cinzeiro), *Guarea* sp (Gitó) e *Qualea* sp (Quaruba) (FARIAS, 2015).

3.1.3 Árvores gigantes

O noroeste do Pará e o estado do Amapá são lugares conhecidos por terem árvores emergentes entre as maiores do mundo (MOTTA, 2020). Neles são encontradas árvores cujas alturas ultrapassam 80 metros (GORGENS *et al.*, 2019; MOTTA, 2020). A região detém o recorde de maior árvore de floresta tropical da América, com altura superior a 88 metros (GORGENS *et al.*, 2019). Sendo assim, para definir a distribuição espacial das árvores emergentes em área de ocorrência de árvores gigantes, foram selecionados três transectos no estado do Pará e três no estado do Amapá (FIG. 14). Todos eles possuindo grandes quantidades de árvores com altura superior a 70 metros e com algumas árvores acima de 80 metros, como demonstrado por MOTTA (2020).

Figura 14 - Mapa de localização dos seis transectos do estudo das árvores gigantes



Fonte autor

Os transectos 13, 14 e 15 estão inseridos dentro do município de Almeirim (PA). A região é caracterizada como clima tropical, seguindo a classificação Köppen e Geiger pertence à classe Am. Possui temperatura média de 26,9 °C e pluviosidade média anual de 1810 mm (CLIMATE-DATA, 2019). O transecto 13 está inserido dentro da Reserva Biológica do Maicuru. O transecto 14 encontra-se dentro da Floresta Estadual do Paru. Os dois estão próximos às margens do rio Jari. O transecto 15 possui aproximadamente metade da sua área em cada uma das unidades de conservação anteriormente citadas. As altitudes dos transectos 13, 14 e 15 variam entre 200 e 300 metros para maior parte de suas extensões. Entretanto, dentro dos próprios transectos ou em locais próximos, a altitude pode exceder 350 metros.

O transecto 16 está localizado dentro da Floresta Nacional do Amapá, no município de Ferreira Gomes (AP). Segundo classificação de Köppen e Geiger a classificação do clima é Am, com temperatura média de 25,8 °C. e pluviosidade média anual de 2204 mm (CLIMATE-DATA, 2019). O transecto 17 está no município de Pedra Branca do Amapari (AP). Na região, o clima é Aw segundo a classificação Köppen e Geiger. Tem temperatura média de 25,7 °C e pluviosidade média anual de 1745 mm (CLIMATE-DATA, 2019). O transecto 18 encontra-se

no município de Mazagão (AP). Com pluviosidade média anual de 2155 e temperatura média de 26,3 °C, o clima é Am segundo a Köppen e Geiger (CLIMATE-DATA, 2019). Os transectos 16, 17 e 18 apresentam uma altitude predominante girando em torno de 140, 180 e 115 metros, respectivamente. Na parte central do transecto 17 há uma variação em que a altitude pode chegar a mais de 300 metros.

Seguindo a classificação de Santos (2018), o relevo dos transectos 14, 15 e 17 alternam entre ondulado e fortemente ondulado, com pequenas porções de montanhoso. Enquanto os transectos 16 e 18 apresentam-se fortemente ondulado, ondulado e suave. O transecto 13 alterna entre fortemente ondulado e ondulado. Todos os transectos possuem solos da classe Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) (IBGE, 2018a). Entretanto o transecto 14 é composto por metade da sua área com solo da classe LVAd e a outra metade por Latossolo Amarelo Distrófico (IBGE, 2018a). Todos os locais estudados possuem a classe dominante de vegetação de Floresta Ombrófila Densa Submontana Dossel emergente (IBGE, 2018b).

3.2 Transectos LiDAR

Os dados LiDAR deste estudo foram gerados por levantamento laser aerotransportado e fazem parte do subprojeto 7 – Estimativa de biomassa Amazônia (INPE/FUNCATE). Foram coletados entre os anos de 2016 e 2018. O sensor utilizado foi o LIDAR HARRIER 68i, acoplado a uma aeronave CESSNA modelo 206. O ângulo de varredura foi de 45 graus e altitude de voo de aproximadamente 600 metros. A nuvem de pontos é formada de 4 retornos por metro quadrado.

O sensor LiDAR não consegue definir um tipo específico de objeto que causará o retorno da energia eletromagnética. Sendo assim, quando usado métodos para individualização das árvores e extração de suas respectivas alturas, é necessário, antes de tudo, a remoção de pontos indesejáveis. Pela própria dinâmica da floresta, esses pontos podem aparecer com frequência, causando interferência nas análises. Pássaros que cruzam o caminho do feixe de luz, torres de rádio ou vigilância, névoas, ruídos, dentre outros, geram valores que, para esse estudo, devem ser descartados pois causam falso-positivo de árvores emergentes.

Aplicou-se um filtro na nuvem de pontos, considerando como *outliers* todos os pontos que estavam fora de 4,5 desvios padrão em relação à média, em uma janela com raio de 30 metros, gerando assim um novo arquivo de dados com apenas os retornos que atenderam aos requisitos do filtro. Alguns pontos de máximo local foram avaliados manualmente para

exclusão de eventuais ruídos. Quando detectados pontos sobre pixels discrepantes em comparação aos seus vizinhos, assumiu-os como *outliers* e também foram removidos.

Para obtenção dos retornos do solo, os pontos foram filtrados usando o algoritmo de interpolação proposto por Kraus e Pfeifer (1998). No processo, inicialmente todos os pontos LiDAR recebem um peso igual. Então é calculada uma superfície, que fica entre o solo e o dossel. Os pontos do terreno tendem a estar abaixo da superfície e enquanto os de vegetação acima. Calcula-se o desvio da distância de cada ponto em relação à superfície. Então os pontos recebem um novo peso de acordo com o desvio. Esse desvio é usado como parâmetro em uma função que compara o desvio com um parâmetro g . Pontos com desvio menor que g recebem o peso máximo igual a 1. Aqueles com desvios maiores que g acrescidos de um parâmetro de deslocamento (w) recebem peso 0, ou seja, o ponto é eliminado. Pontos com desvios entre g e $g + w$ terão o valor dos seus pesos definidos por uma função sigmóide, de dois parâmetros de inclinação, variando entre 0 e 1. A superfície é recalculada com os pontos ponderados pelos pesos. Esse é um processo iterativo, que se repete até que seja mantida uma situação estável ou um determinado número de iterações seja alcançado. (KRAUS; PFEIFER, 1998, 2001; MCGAUGHEY, 2020). Ao final do processo obtém-se um arquivo com apenas os pontos identificados como retornos da superfície provável do solo. O modelo digital de terreno (MDT) pode ser então obtido de forma que cada pixel seja representado pela elevação média dos pontos dentro de si. A resolução espacial do MDT criado no processo foi de um metro.

Para o cálculo do modelo digital de altura do dossel (MDAD) usou-se o MDT para normalizar a nuvem LiDAR, onde os valores de elevação dos pontos foram subtraídos da elevação do terreno. A altura máxima dos retornos contidos em cada célula de um metro quadrado foi adotada como a elevação dos respectivos pixels na criação do MDAD. A resolução espacial do MDAD gerado foi de um metro. A partir do MDAD, identificou-se os máximos locais com uma janela de avaliação de 20 metros e um limite mínimo de altura de 30 metros, tendo assim maior precisão na obtenção das árvores emergentes. O algoritmo realizou uma varredura, identificando se o pixel central das janelas coincidia com o ponto de maior altura da janela. Quando avaliado positivamente e partindo do pressuposto que o ponto mais alto seria o ápice de uma árvore individualizada, esses passaram a ser o ponto de referência de altura e coordenadas de cada indivíduo. Os resultados foram registrados em uma planilha eletrônica.

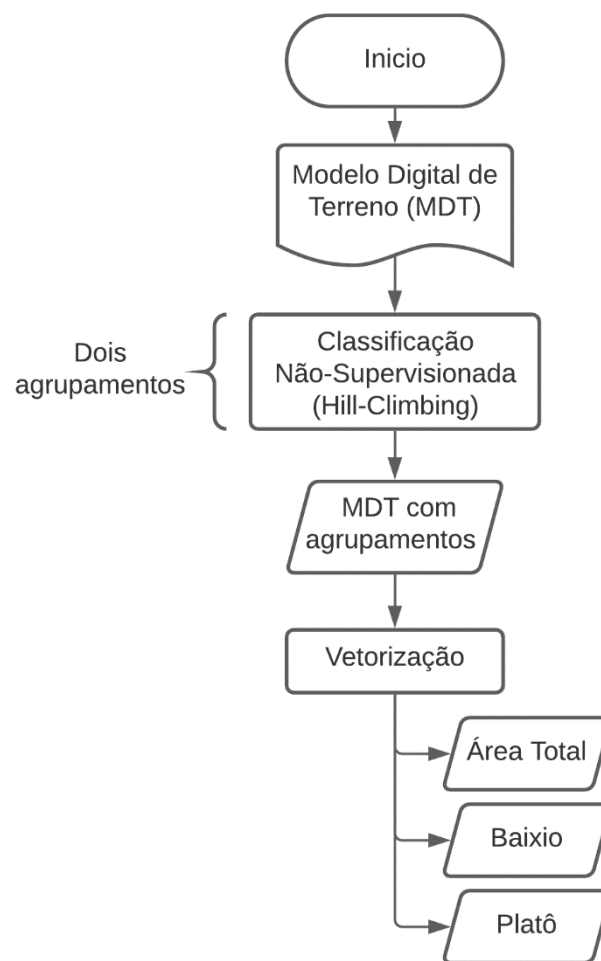
Há diversas definições sobre o que são árvores emergentes. Neste trabalho foi usado uma definição adaptada baseada em Lindenmayer; Laurance (2016a). Considerou-se como emergentes as 5% mais altas dentre as árvores identificadas pelo filtro de máximos locais. As

árvores emergentes foram filtradas da planilha eletrônica, descartando aquelas que não se encaixavam no percentil proposto.

3.3 Distribuição espacial

A análise de distribuição espacial depende da delimitação de um perímetro de interesse. Para estudar os diferentes compartimentos topográficos nos transectos de 1 ao 6, considerou-se dois cenários: os baixios e os platôs. Para definir as áreas dos baixios e platôs em cada transecto, realizou-se uma classificação não supervisionada pelo método de Hill-Climbing: (RUBIN, 1967), definindo dois agrupamentos (*cluster*). Os agrupamentos com maiores elevações foram classificados como platôs e os de menores elevações como baixios (FIG. 15). Nos transectos de 1 ao 6, pela divisão entre compartimentos, o perímetro de interesse ficou excessivamente recortado. No **Apêndice A** foi realizado um teste para demonstrar a baixa influência da forma dos polígonos nos resultados da função K de Ripley com correção isotrópica. Nos transectos escolhidos para o estudo do gradiente leste/oeste e de locais com a presença de árvores gigantes (transectos de 7 ao 18), a área de interesse coincidiu com a área do MDAD de cada um dos transectos.

Figura 15 – Fluxograma de procedimento para separação das áreas no estudo dos diferentes compartimentos topográficos



Fonte: autor

As análises espaciais e os gráficos foram realizados no software R 3.4.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017), utilizando o pacote *spatstats* (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2015). Elaborou-se um script para calcular a função K com correção isotrópica de Ripley para determinar o padrão de distribuição espacial das árvores emergentes. Testou-se a hipótese nula de completa aleatoriedade espacial (CAE) comparando a função K com a função teórica do processo de Poisson Homogêneo (Kpois). A distribuição foi representada graficamente. A CAE foi testada por envelopes de confiança construídos com 99 simulações de Monte Carlo. O nível de significância foi de 0,01.

Valores da função K que caem dentro do envelope não se rejeita a hipótese de CAE, confirmando o padrão distribuição espacial aleatória. Valores acima do envelope indicam um padrão de distribuição espacial agregado e valores abaixo do envelope indicam um padrão de

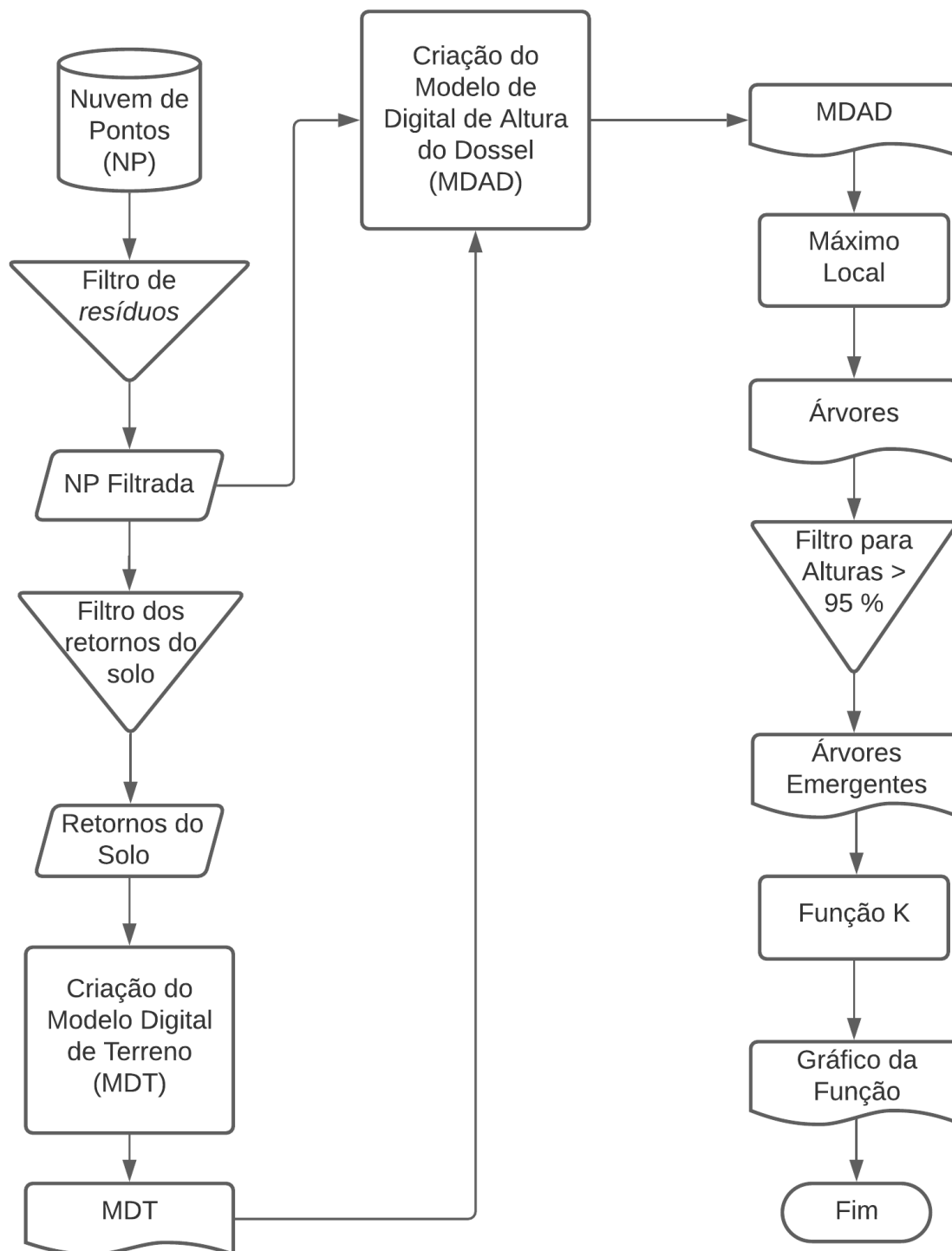
distribuição espacial uniforme. Devido às propriedades da função de análise em múltiplos raios, é possível verificar graficamente a distribuição espacial em diferentes escalas, e identificar se houveram mudanças em seu comportamento com o aumento ou diminuição do raio de inclusão. A Função K foi estimada considerando a correção isotrópica de bordadura de RIPLEY (1977).

Considerou-se como árvores emergentes os eventos identificados pelo algoritmo de máximo local em janela móvel sobre o MDAD. Como a janela para identificação dos máximos locais foi fixada em 20 metros, os resultados dos gráficos da função K foram interpretados para escalas superiores a 20 metros. O tamanho da copa das árvores pode influenciar nas análises em raios menores. De tamanhos variados, as copas não são usadas para o cálculo da função K de Ripley, ao invés disso, usa-se suas representações a partir dos pontos indicados pelo máximo local. Vale ressaltar ainda que pelo método usado neste estudo não é possível identificar árvores sob a copa de outra. Valores abaixo da janela de identificação dos máximos locais em algumas ocasiões representam a copa de uma árvore, assim quando interpretados os valores abaixo de 20 metros, os resultados podem se tornar incoerentes.

O viés da função K de Ripley aumenta com valores de raios maiores e depende da geometria da janela de estudo (BADDELEY; RUBAK; TURNER, 2020). Como os transectos são de formato retangular (ou próximo a esta geometria) é recomendado para o raio máximo a metade do menor lado da janela de estudo (DIXON, 2002). A escala máxima representada graficamente foi de 150 metros, ou seja, a metade do menor lado dos transectos (largura de 300 metros).

Para os transectos 1, 2, 3, 4, 5, e 6 calculou-se a função K para as árvores emergentes considerando separadamente os cenários de baixio e platô. Para os transectos de 7 a 18, calculou-se a função K de Ripley para as árvores emergentes em área total do polígono. Para investigar possíveis diferenças no padrão espacial nos transectos com e sem a presença de árvores gigantes (árvores superiores a 80 metros de altura), comparou-se os transectos 13, 14, 15, 16, 17 e 18 com os transectos 7, 8, 9, 10, 11 e 12.

A construção dos polígonos e a divisão dos compartimentos topográficos ocorreram no programa QGIS 3.16 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2021). O tratamento e processamento da nuvem de pontos LiDAR foram feitos no Fusion/LVD 4.0. O fluxograma do processamento é apresentado na Figura 16. O algoritmo é detalhado no Apêndice B.

Figura 16 – Rotina para análise da distribuição espacial das árvores emergentes

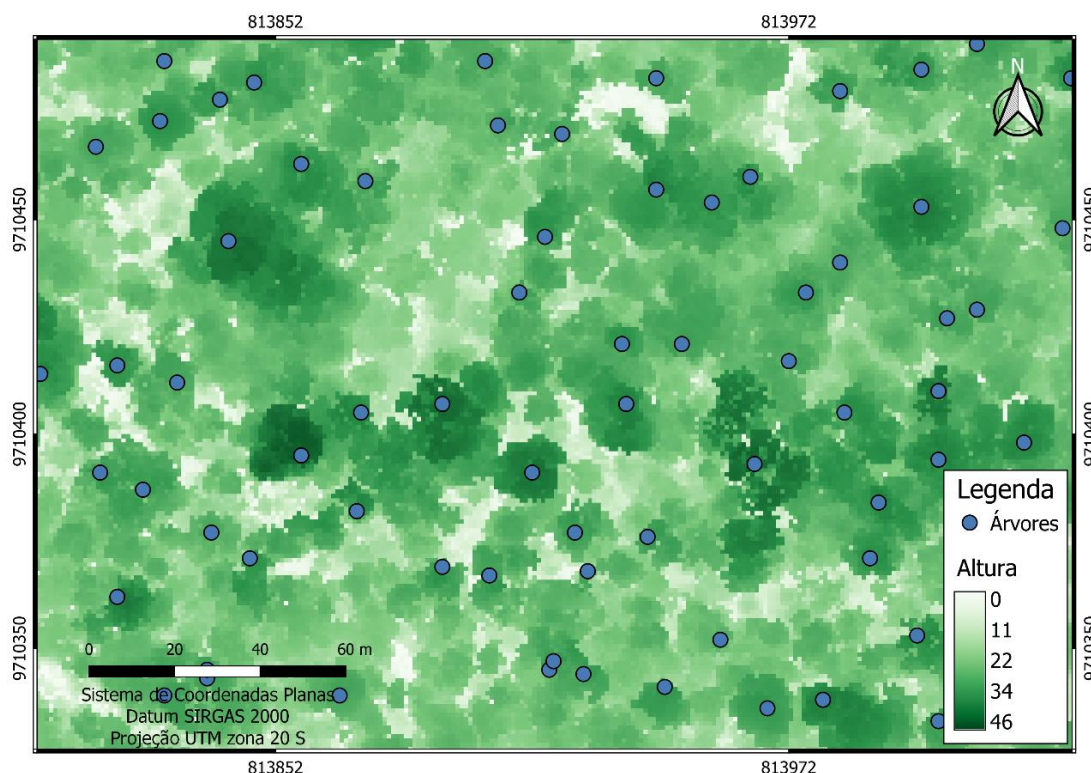
Fonte autor

4 RESULTADOS

As árvores emergentes nos transectos 1, 2, 3, 4, 5, e 6 não apresentaram diferenças expressivas quanto a distribuição espacial analisando áreas de baixio e platô, demonstrando majoritariamente agregamento em todas as escalas investigadas. As árvores emergentes nos transectos 7, 8, 9, 10, 11 e 12 do estudo do gradiente leste/oeste tiveram padrões semelhantes, com agregamento para todos os valores de raio. Nos transectos com ocorrências de árvores gigantes (13, 14, 15, 16, 17, 18), as emergentes apresentaram padrão de distribuição agregado, semelhante aos transectos com ausência de árvores gigantes (7, 8, 9, 10, 11 e 12).

Com pontos de máximo local gerados a partir do MDAD foram localizadas as árvores emergentes, e consequentemente foram extraídas as alturas das árvores, assim como suas respectivas coordenadas (FIG. 17). Como definido na metodologia, as árvores de altura superior a 30 metros foram representadas com um ponto no máximo local de sua copa. Na Figura 17 pode-se entender um pouco mais dessa parte do processo. As cores mais claras representam alturas inferiores, sendo o branco utilizado para altura zero. As cores mais escuras representam alturas superiores, sendo que a altura máxima registrada neste recorte é de 46 metros. Percebe-se que as árvores maiores foram registradas com êxito.

Figura 17 – Pontos de máximo local gerados sobrepostos ao Modelo Digital de Altura do Dossel



Fonte: autor

A maior quantidade de árvores registradas foi no transecto 12, com 7125 pontos de máximo local (TAB. 1). Em contrapartida, o transecto 11 teve a menor quantidade de eventos mapeados, com 564 árvores. A maior árvore está no transecto 14, medindo 88,57 metros. O transecto 11 tem a menor mediana geral (que leva em consideração a altura de todas as árvores do transecto) e o transecto 2 a menor mediana das árvores emergentes. O transecto 13 possui a maior mediana geral (42 metros) e das árvores emergentes (69,69 metros), além de apresentar a maior diferença entre as duas medianas (27,69 metros). Quando filtradas as árvores, o transecto 2 teve a menor diferença de acréscimo na altura mediana das árvores (6,98 metros).

Tabela 1 – Métricas por transecto

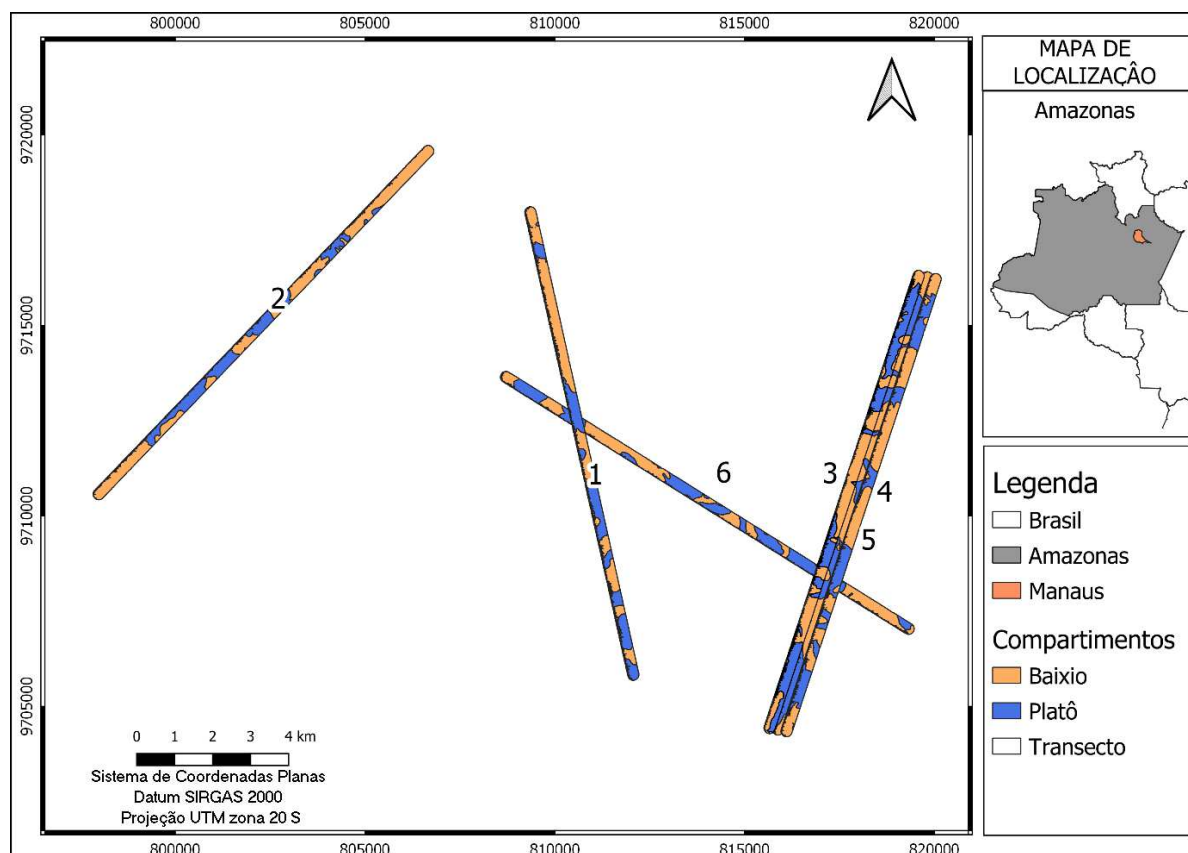
Transecto	Árvores mapeadas	Árvores emergentes	Altura máxima	Mediana geral	Mediana das árvores emergentes
1	5209	261	60,12	32,49	39,83
2	4169	207	48,93	32,32	39,30
3	5897	295	56,37	33,23	41,27
4	6315	315	53,90	33,32	41,32
5	6333	317	55,27	33,31	41,37
6	4711	236	55,07	32,58	40,38
7	4383	220	60,43	35,60	50,68
8	3269	164	53,53	34,26	46,11
9	5355	268	57,92	33,39	43,88
10	4323	217	53,27	32,99	41,36
11	564	29	50,79	32,02	40,25
12	7125	357	59,31	37,03	48,03
13	5658	283	86,12	42,00	69,69
14	5863	294	88,57	38,95	66,01
15	5700	283	82,04	41,57	67,25
16	6228	312	88,27	39,42	58,67
17	6225	312	85,68	41,15	60,97
18	6565	328	84,88	38,39	61,08
Total	93892	4698	-	-	-

Fonte: autor

4.1 Baixio e Platô

Nos transectos 1, 2, 3, 4, 5 e 6, classificação não supervisionada foi capaz de mapear os baixios e platôs (FIG. 18) considerando as características locais. Como resultado, os compartimentos de um mesmo grupo apresentaram elevações homogêneas entre si. Em sua maior parte, valores de elevação entre 70 e 90 metros separam os baixios dos platôs.

Figura 18 – Divisão dos compartimentos topográficos de alguns transectos entre área de baixio e platô



Fonte: autor

O transecto 2 teve a maior discrepância entre o total das áreas dos compartimentos topográficos, com uma diferença de 106 hectares (TAB. 2). Foi também o transecto que teve a maior área de baixio. O transecto 5 tem em sua maior parte regiões de platôs, representando 58,89 % da sua extensão. O transecto 3 tem a menor diferença entre área dos diferentes compartimentos.

Tabela 2 – Métricas para os compartimentos topográficos baixio e platô.

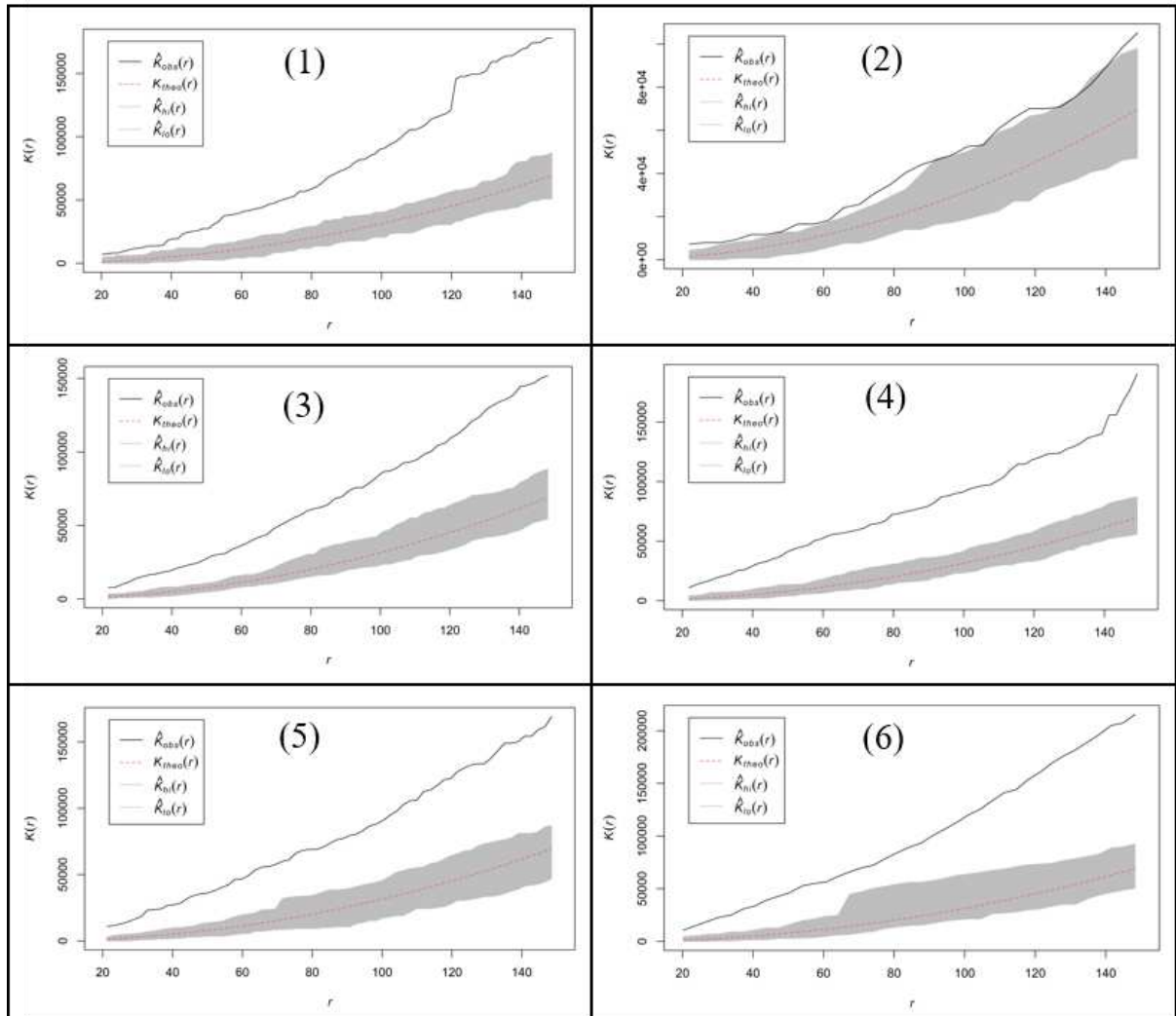
Transecto	Área (ha)		Árvores		Árvore Emergentes	
0	Baixio	Platô	Baixio	Platô	Baixio	Platô
1	213,38	147,54	2648	2562	88	172
2	236,97	130,97	2248	1932	92	116
3	177,46	184,14	2606	3291	129	166
4	161,14	200,92	2393	3923	104	212
5	149,65	214,4	2272	4063	82	234
6	196,17	172,77	2186	2526	88	147

Fonte: autor

Para região de baixios e platôs, mapeou-se 32650 pontos, distribuídos nos seis transectos. A maior quantidade dos pontos registrados está nos platôs. No transecto 5 foram mapeados 6335 pontos, a maior quantidade em relação aos outros. O transecto 2 tem a menor quantidade de pontos (4180). O transecto 1 apresentou a menor diferença entre quantidades de árvores nos diferentes compartimentos (86 árvores) e o transecto 5 a maior (1791 árvores). A intensidade de eventos variou entre 9,48 e 15,18 árvores por hectare nos baixios e 14,62 e 19,52 árvores por hectare nos platôs. Todos os transectos apresentaram maior intensidade de árvores nos platôs. Foram classificadas como emergentes 1630 árvores, uma vez que estas pertencem aos 5 % dos maiores indivíduos. A maior árvore registrada mede 60,12 metros e está localizada no transecto 1. Nos seis transectos, as árvores emergentes encontram-se majoritariamente nos compartimentos mais elevados.

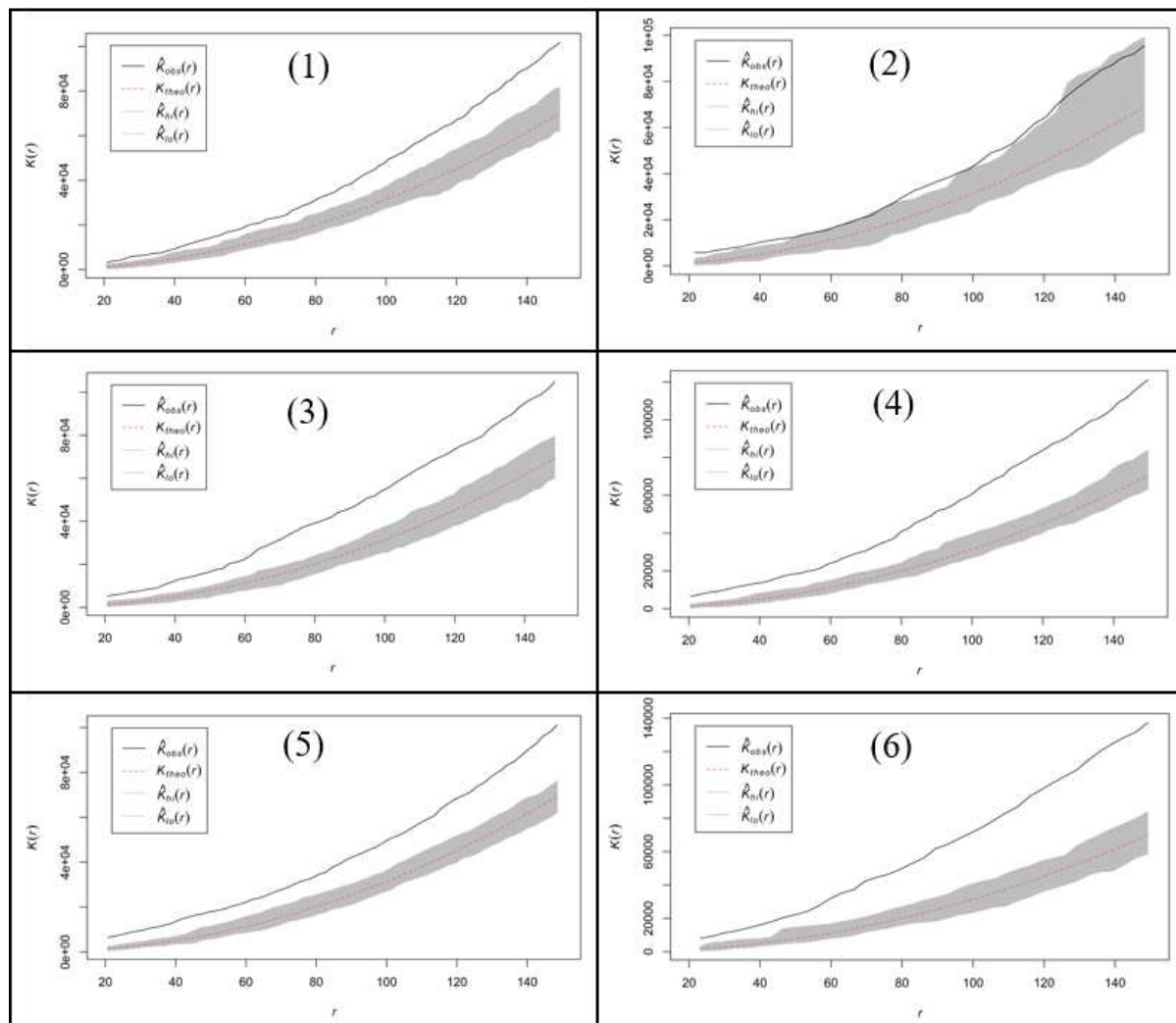
Os transectos 1, 2, 3, 4, 5 e 6 demonstraram um comportamento semelhante no padrão espacial das árvores emergentes. O padrão agregado foi predominante em todos eles, tanto para os compartimentos de baixios (FIG. 19), quanto para os platôs (FIG. 20). Os transectos 1, 3, 4, 5 e 6 apresentaram o padrão agregado nas distâncias de 20 a 150 metros. No transecto 2, a distribuição agregada ocorreu nos raios de 20 até aproximadamente 50 metros para as árvores emergentes dos baixios e platôs. Distâncias acima de aproximadamente 50 metros, alternaram entre completa aleatoriedade espacial e distribuição agregada. Porém nos raios em que ocorreram distribuição aleatoria, os valores da função K de Ripley calculada encontram-se no limite do envelope de confiança, demonstrando uma tendência ao agregamento mesmo em escalas com completa aleatoriedade espacial.

Figura 19 – Função K de Ripley com correção isotrópica para os baixios. Entre parênteses os transectos dos quais os gráficos se referem.



Fonte: autor

Figura 20 – Função K de Ripley com correção isotrópica para os platôs. Entre parênteses os transectos dos quais os gráficos se referem.



Fonte: autor

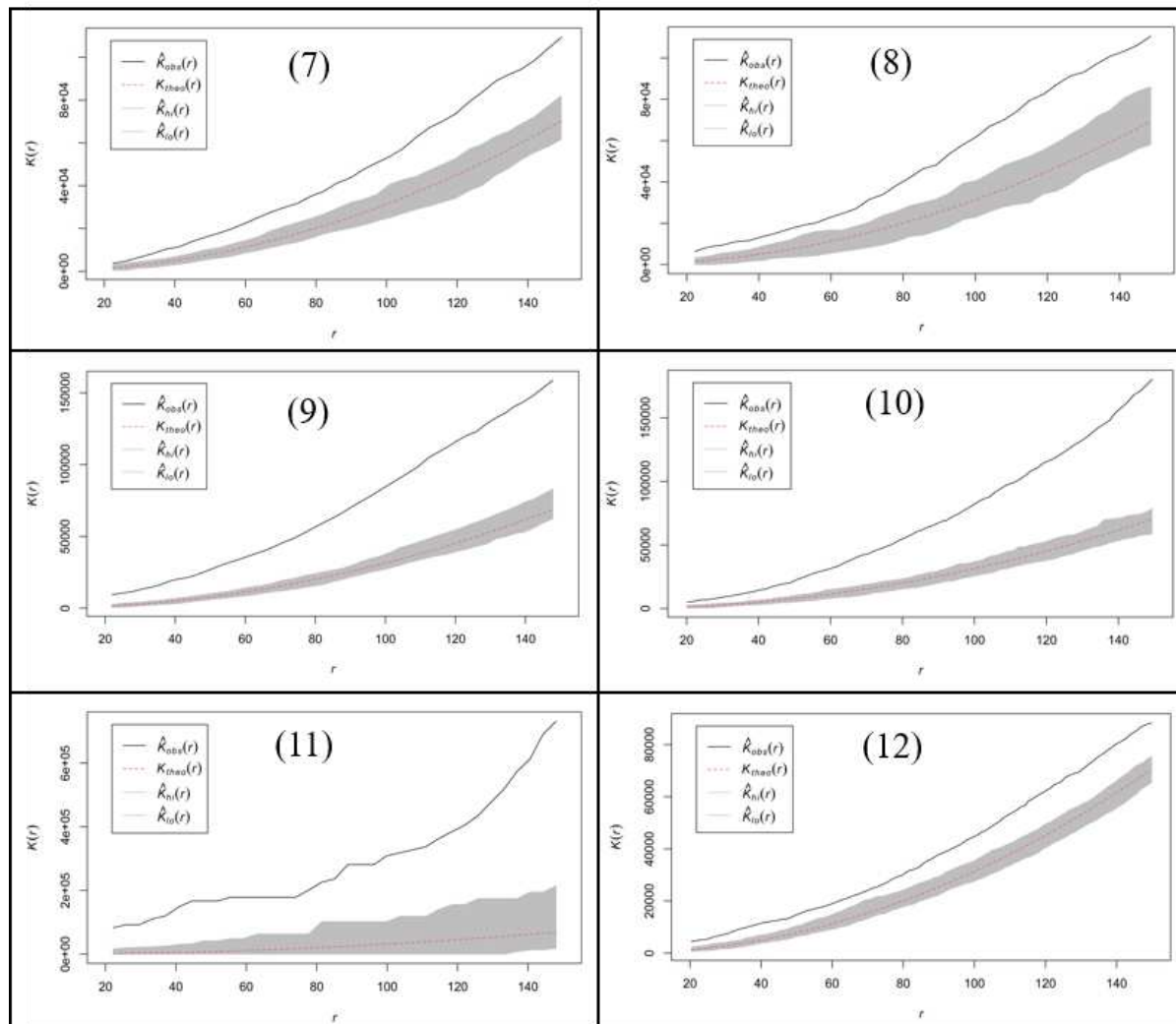
As árvores emergentes nos diferentes compartimentos topográficos apresentaram distribuições semelhantes, com predominância ao agrupamento. Mesmo no transecto 2, que apresentou um padrão diferente dos outros cinco transectos anteriormente citados, as árvores emergentes se distribuíram de forma semelhante nos diferentes grupos de elevação, sugerindo que a diferença de comportamento que apresentou deve-se a outros fatores e não aos diferentes compartimentos topográficos. Para nossa área pode-se então constatar que a distribuição espacial não é afetada pelos compartimentos topográficos.

4.2 Gradiente Leste/Oeste

No estudo para o gradiente amazônico, foram registradas 25019 árvores em seis transectos (7, 8, 9, 10, 11 e 12). O transecto 12, localizado no município de Tarauacá (AC), teve o maior número de árvores mapeadas (7125) e o transecto 11, localizado no município de São Gabriel da Cachoeira, o menor (564). Foram incluídas 1255 árvores na investigação da distribuição espacial, pelo critério dos 5% maiores indivíduos. A maior árvore detectada nos seis transectos referentes ao estudo do gradiente amazônico tem 60,43 metros e está no município de São Félix do Xingu (PA). O transecto em São Gabriel da Cachoeira possui a menor mediana de altura, incluindo todas as árvores e apenas as árvores emergentes, consequentemente indicando que possui as árvores mais baixas em comparação aos outros cinco transectos. O transecto 12 apresentou a maior mediana geral e o transecto 7 a maior mediana quando filtradas apenas as árvores emergentes. As medianas das árvores emergentes tiveram valor decrescente no sentido leste/oeste, com apenas o transecto Acre demonstrando comportamento diferente. A maior intensidade de eventos é no transecto 12, com 19 árvores por hectare. A menor intensidade é a do transecto 11, com 1,5 árvores por hectare.

Todos os seis transectos (7, 8, 9, 10, 11 e 12) apresentaram padrão de distribuição agregado para árvores emergentes em todas as escalas investigadas (FIG. 21). O comportamento nas diferentes localizações ao longo do gradiente amazônico não alterou a distribuição espacial das árvores emergentes.

Figura 21 – Função K de Ripley com correção isotrópica para os transectos do gradiente leste/oeste. Entre parênteses os transectos dos quais os gráficos se referem.



Fonte: autor

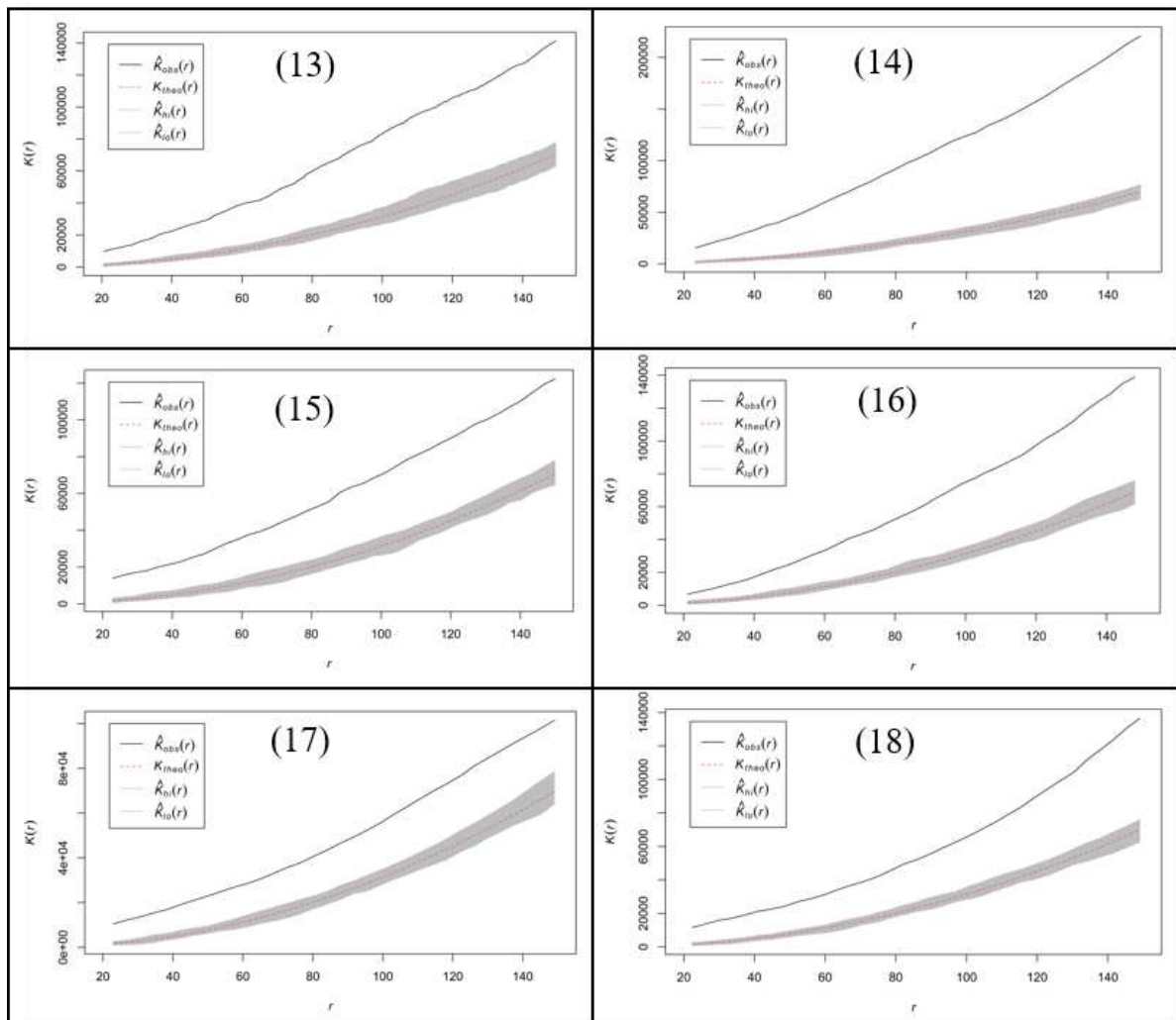
4.3 Árvores Gigantes

Nos transectos referentes à região das árvores gigantes (13, 14, 15, 16, 17 e 18), mapeou-se 36239 árvores. O transecto 18 apresentou maior quantidade de árvores (6565) e no transecto 13 a menor (5658). Todas as áreas apresentaram uma grande quantidade de árvores acima de 70 metros de altura e algumas acima de 80 metros. A árvore mais alta registrada, com 88,57 metros de altura, está localizada no transecto 14. Com o critério de inclusão de 5 % dos maiores indivíduos, foram selecionadas 1812 árvores emergentes distribuídas nos seis transectos. O transecto 13 apresentou a maior mediana considerando todas as árvores (42 metros) e apenas as emergentes (69,69 metros), assim podendo ser considerado como o local com maiores árvores em comparação aos demais. Em contrapartida, quando comparado apenas

os transecto com ocorrência de árvores gigantes, o transecto 18 possui a menor mediana geral (38,39 metros) e o transecto 16 a menor mediana das árvores emergentes (58,67 metros). Houve uma diferença média de 23,69 metros entre as medianas das emergentes e a medianas considerando todas as árvores, sendo que transecto 13 esse valor foi o maior, chegando a 27,69 metros.

Todos os seis transectos com a presença de árvores gigantes (13, 14, 15, 16, 17 e 18) apresentaram padrão de distribuição agregado para árvores emergentes em todas as escalas investigadas (FIG. 22). Nos transecto com a presença de árvores gigantes a distribuição espacial das árvores emergentes foi semelhante quando comparada com os transectos com ausência de árvores gigantes (7, 8, 9, 10, 11 e 12). Para os locais estudados, pode-se afirmar que a presença de árvores gigantes não afetou a distribuição espacial.

Figura 22 – Função K de Ripley com correção isotrópica para os transectos com árvores gigantes. Entre parênteses os transectos dos quais os gráficos se referem.



Fonte: autor

5 DISCUSSÃO

A obtenção da altura de árvores emergentes é bem complicada em florestas adensadas. O uso da nuvem de pontos LiDAR juntamente com o processamento em softwares específicos permitiu a obtenção de dados até então em quantidade não acessíveis. No entanto, grande parte dos algoritmos utilizados, incluindo o usado neste trabalho, apresentam restrições na detecção de árvores do estrato inferior (MCGAUGHEY, 2020).

O padrão de distribuição em nível de espécie pode ser diferente do padrão encontrado considerando um único grande grupo das emergentes. As causas de um arranjo espacial de um grupo amplo como das emergentes são mais difíceis de serem explicadas, uma vez que as características interespecíficas nem sempre se assemelham. As relações entre espécies, bem como aquelas intraespecíficas, devem ser estudadas mais a fundo para caracterização dos processos envolvidos na definição da distribuição. Visto isso, pode-se generalizar algumas características que possivelmente contribuíram para a disposição das árvores emergentes no ambiente.

As áreas de baixios e platôs separadas pela classificação automática foram consistentes e seu limiar aproximou do valor de 85 metros definido por Carneiro (2019) para divisão manual dos compartimentos topográficos (Apêndice C). Para região baixios e platôs, houve a predominância das árvores emergentes nas partes mais elevadas, porém em ambos o padrão encontrado manteve-se como agregado. O crescimento arbóreo em diferentes compartimentos topográficos é semelhante (SILVA, 2001), porém devido aos solos ricos em nutrientes, arenosos, frequentemente encharcados e de difícil ancoragem, áreas de baixios apresentam maiores taxas de mortalidade em comparação aos platôs (TOLEDO, 2009). A presença constante de água nestes ambientes dificulta o desenvolvimento radicular das plantas (PINHEIRO, 2008) facilitando o arrancamento das árvores por ventos (TOLEDO, 2009). O solo possui mais nutrientes (TOLEDO, 2009) favorecendo a rotação das árvores (PHILLIPS *et al.*, 2004).

Oliveira e Amaral (2004) em uma pesquisa na ZF-2 observaram que quando estratificado por espécies, as árvores são distribuídas aleatoriamente na região. Ainda na ZF-2 Carneiro (2019) observou que as árvores emergentes seguem um padrão agregado, não se considerando o relevo. As diferenças entre o baixio e platôs não afetaram o padrão de distribuição das árvores emergentes. Vaz (2011) estudando uma região com áreas de baixios e platôs na Amazônia Central, com características semelhantes e localização próxima aos transectos 1, 2, 3, 4, 5 e 6, constatou que entre as espécies arbóreas dominantes a altura máxima

das árvores estava relacionada com o modo de dispersão de propágulos, sendo que as espécies anemocóricas são em média mais altas do que as demais. Espécies do dossel apresentam anemocoria como síndrome mais comum (PIÑA-RODRIGUES; AGUIAR, 1993 apud MEDEIROS 2004).

Árvores com disseminação de propágulos com longos alcances podem manter uma distribuição agregada. A sobrevivência da prole de árvores da floresta tropical tende a ser maior quando longe dos adultos coespecíficos (CLARK; CLARK, 1984). Com aumento da distância de disseminação, aumenta a chance de a progênie parar em locais de perturbação ambiental ou em outros microssítios em que as probabilidades de estabelecimento e sobrevivência são maiores (HAMILTON; MAY, 1977; AUGSPURGER, 1983). Nas florestas tropicais, a sobrevivência dos indivíduos juvenis é maior nas clareiras do que em floresta fechada, devido à menor competição com árvores adultas e maior disponibilidade de luz (AUGSPURGER, 1984). A priori, manchas no solo com características físicas e químicas favoráveis para o desenvolvimento das árvores maiores, causariam agregamento dos indivíduos pertencentes ao estrato superior da floresta. Assim, mesmo afastado da matriz, haveria agregação espacial da prole em microssítios específicos, contribuindo posteriormente para agregação das árvores adultas (BERNASOL; LIMA-RIBEIRO, 2010).

O padrão de distribuição agregado teve predominância em todos os transectos do estudo do gradiente leste/oeste. Capretz (2012) estudando quatro formações florestais, ressaltou que em florestas tropicais as espécies seguem um padrão agregado. As alturas medianas e máximas das árvores dos transectos seguiram variação no sentido leste/oeste da Amazônia. Entre os fatores abióticos responsáveis por moldar o tamanho e organização das árvores, o solo é um dos fatores ambientais mais importantes (HUTCHINGS, 1997; MOTTA, 2020). Na floresta Amazônica ocorre uma ampla variação quanto aos tipos de solos. São mais ricos ao sul e oeste, promovendo o aumento no recrutamento e morte de árvores (PHILLIPS *et al.*, 2004). Na região central e ao leste os solos são mais pobres, diminuindo a rotação das árvores, fornecendo melhores condições para o estabelecimento e desenvolvimento de espécies de crescimento lento (QUESADA *et al.*, 2011; PHILLIPS *et al.*, 2004). Ainda em direção ao leste, os solos são mais estruturados, permitindo armazenamento de água em quantidade e tempo maior, consequentemente disponibilizando maior volume deste recurso nos períodos de seca quando comparado às regiões ao oeste (FISHER *et al.*, 2008; HODNETT *et al.*, 1997).

A disponibilidade de água é um dos fatores limitantes para o crescimento das árvores maiores. As florestas com dossel superior a 25 metros precisam de uma precipitação anual acima de 1500 mm e estão negativamente relacionadas à sazonalidade das chuvas

(SCHEFFER *et al.*, 2018). Árvores mais altas são encontradas em locais onde a precipitação média anual varia de 1750 e 2250 mm, no entanto, em locais com alta umidade, onde a precipitação anual pode exceder a 3000 mm, as árvores apresentam menor porte (MOTTA, 2020). Há aumento na taxa de mortalidade dos indivíduos no estrato superior da floresta após secas (NEPSTAD *et al.*, 2007; BENNETT *et al.*, 2015).

Apesar das diferenças ambientais (vegetação, solo, clima, precipitação, etc.), o padrão de distribuição espacial das árvores emergentes ao longo de todo o gradiente leste/oeste da Amazônia foi semelhante. Com isso há indícios que as variações ambientais ao longo da Amazônia, apesar de influenciar na altura das árvores, não afetam a distribuição espacial das árvores emergentes. Outros fatores bióticos e abióticos podem estar influenciando na distribuição. Relações intra e interespecíficas das árvores, como competição, predação, são um dos fatores que influenciam a distribuição espacial (PERRY; DIXON, 2002).

A dispersão de sementes é um processo chave na determinação da estrutura espacial, pois determina a área potencial de recrutamento e os processos subsequentes como predação, germinação, competição e crescimento (NATHAN; MULLER-LANDAU, 2000; SCHUPP; FUENTES 1995; HUBBELL, 1979). A dispersão de sementes aumenta o sucesso de recrutamento para árvores em florestas tropicais, pois evita mortalidade da prole (CONNELL 1971; JANZEN, 1970; JANSEN; BONGERS; MEER, 2008). Apesar de os critérios usados para definição das árvores emergentes nesse estudo não identificarem as espécies, estudos indicam algumas espécies arbóreas têm maior probabilidade de ultrapassar 50 metros de altura, entre elas: (1) as árvores zoocóricas ou barocóricas *Bertholletia excelsa*, *Caryocar villosum*, *Copaifera multijuga*, *Carapa guianensis* e *Calophyllum brasiliense* (FERRAZ; CAMARGO; SAMPAIO, 2003; BRUM; CAMARGO; FERRAZ, 2009; SILVA, 2005; SALOMÃO, 2009; CLAY; CLEMENT, 1993; AGUIAR, 2018); (2) as árvores anemocóricas *Dinizia excelsa*, *Ceiba pentandra*, *Cariniana micranta* e *Swietenia macrophylla* (MESQUITA; FERRAZ; CAMARGO, 2009; EGBEWOLE; CLEMENT, 2016; CAMARGO; FERRAZ; SAMPAIO, 2003; LIMA JÚNIOR; GALVÃO, 2005; LEMES *et al.*, 2003);

As plantas zoocóricas necessitam dos animais para a disseminação dos diásporos, com isso, seu alcance varia de acordo com o agente dispersor (PUIG, 2008). Plantas barocóricas possuem diásporos desprovidos de órgãos de dispersão especializados, dependendo apenas de seu peso para dispersão e consequentemente limitando-se a permanecer próximas à planta-mãe (PUIG, 2008). O acúmulo de sementes próximo à planta-mãe, a priori, causaria um padrão agregado nos indivíduos juvenis, podendo posteriormente definir o mesmo padrão para plantas adultas. O agregamento é uma característica mais comum para espécies zoocóricas e

barocóricas (GREIG-SMITH 1964 apud BERNASOL; LIMA-RIBEIRO, 2010). Sementes pesadas dispersas por mamíferos encontram-se com maior grau de agrupamento em relação a espécies dispersadas pelo vento ou pássaros (HUBBELL, 1979). Plantas anemocóricas têm a disseminação de seus diásporos ocasionada pelo vento. Os diásporos podem ser pequenos e leves ou maiores e pesados, assim variando seu alcance de dispersão (PUIG, 2008).

Independentemente do modo de dispersão de sementes, sempre haverá maior densidade de propágulos próximo às árvores parentais (JANZEN, 1970; CONNELL 1971). Jansen, Bongers e Meer (2008) estudando três espécies arbóreas de floresta tropical, chegaram à conclusão de que espécies com menor capacidade de dispersão são mais impactadas pela mortalidade espacialmente aleatória. Predadores e patógenos especialistas concentram-se ao redor das árvores adultas, causando aumento da mortalidade dos propágulos mais próximo das árvores coespecíficas (JANZEN, 1970; CONNELL 1971). Para Hubbell (1980), mesmo havendo maior mortalidade, o número máximo de plântulas recrutadas deve estar próximo à árvore materna. Há maior chance de os propágulos menos afastados chegarem à maturidade, devido à sua quantidade. O autor ainda afirma que apesar da taxa de sobrevivência aumentar com a distância, a densidade de sementes e plântulas diminui, reduzindo a probabilidade dos propágulos afastados atingirem a maturidade.

A distribuição espacial das árvores emergentes na Amazônia não se alterou com o tamanho das árvores, onde mesmo em locais com a presença de árvores gigantes, a distribuição espacial foi semelhante à de regiões com ausência de árvores gigantes. Inicialmente esperava-se que nos transectos com árvores gigantes os padrões de distribuição espacial das árvores emergentes fossem diferentes. Pela extrema altura das árvores, esperava-se que essas se distribuíssem de maneira uniforme, evitando a competição entre os indivíduos gigantes. Apesar de os agrupamentos em escalas maiores serem mais comuns em árvores grandes (DIXON, 2002), esse padrão poderia mudar com a presença das árvores mais altas. A falta de mudança dos padrões de distribuição entre a região com a mais baixa mediana para as árvores (transecto 11 localizado no município de São Gabriel da Cachoeira) e a região com a maior (transecto 13, no município de Almeirim) induz que esse padrão de distribuição se mantém para todas as regiões da Amazônia, indiferente do tamanho das maiores árvores.

O agrupamento é um padrão espacial predominante entre as árvores de florestas tropicais (ARMESTO; MITCHELL; VILLAGRAN, 1986) tendo esse comportamento associado especialmente pela quantidade de árvores coespecíficas em uma mesma vizinhança (HUBBELL, 1979). As árvores emergentes podem ser de diferentes espécies, assim outros fatores também afetam a distribuição espacial das maiores árvores. O crescimento é

influenciado por condições favoráveis em microssítios (BERNASOL; LIMA-RIBEIRO, 2010) que favorecem o crescimento de uma grande gama de espécies. Os seres vivos tendem a se distribuir de forma agregada devido à heterogeneidade ambiental da disponibilidade de recursos (LEGENDRE; FORTIN, 1989).

As árvores emergentes em alguns casos são organismos antigos, podendo ter germinado em condições ambientais locais marcadamente diferentes das atuais que agora prevalecem ao seu redor (LINDENMAYER; LAURANCE, 2016b). Esse fato pode ter influenciado na dinâmica de organização atual, assim não sendo possível explicar totalmente a distribuição baseada em parâmetros atuais. Os posicionamentos das árvores emergentes podem ter sido influenciados por perturbações raras ou episódicas, cujo momento é difícil de prever, tal como incêndios florestais intensos, secas prolongadas e inundações (LINDENMAYER; LAURANCE, 2016b). A mortalidade das árvores na Amazônia é fortemente afetada pelo clima (ARAÚJO *et al.*, 2020). O calor, secas, tempestades e eventos climáticos extremos (por exemplo anos com quantidade de chuvas excessivas) elevam a mortalidade das árvores, principalmente as mais altas (ARAÚJO *et al.*, 2020).

Este estudo descarta a possibilidade que o padrão encontrado nos dezoito transectos seria devido a uma colheita sistemática das maiores árvores, causando um isolamento nas árvores sobreviventes. Esse fato é improvável pois as áreas selecionadas para o estudo encontram-se em locais que não parecem ter sofrido ações antrópicas drásticas, situados principalmente em áreas de difícil acesso, em unidades de conservação ou em terras indígenas.

O estudo fornece um novo suporte para tomada de decisão quanto à escolha de locais para implementação de áreas de proteção. Devido a toda importância que as árvores emergentes possuem para na dinâmica florestal, a escolha de áreas de proteção deve ser implementada considerando locais com o agrupamento das árvores mais altas. Em programas de recuperação de áreas degradadas (RAD), esse estudo possibilita o aprimoramento das metodologias utilizadas. Uma vez que as árvores maiores ocorrem de maneira agregada na Amazônia, deve-se integrar esse novo conceito na elaboração dos projetos de RAD, priorizando o estabelecimento de espécies emergentes em ambientes favoráveis para seu desenvolvimento de forma agregada, possibilitando que as condições pós recuperação da área se assemelhe mais fielmente às características da floresta conservada.

Em uma pesquisa na floresta amazônica, Araújo *et al.* (2020) determinou que as árvores com DAP > 10 cm nos estratos verticais superiores são responsáveis pelo armazenamento de 67 % do estoque de carbono acima do solo na floresta. A conservação das

maiores árvores é crucial para evitar que o carbono armazenado por elas seja transferido para atmosfera, aceleram as mudanças climáticas globais.

6 CONCLUSÃO

As árvores emergentes apresentaram padrões de distribuição espacial agregado em todos os transectos e em todas as escalas. Não houveram diferenças nas distribuições das árvores emergentes entre os diferentes compartimentos topográficos, as diferentes regiões amazônicas no sentido leste/oeste e na presença ou ausência de árvores gigantes.

Para entender melhor o motivo da distribuição, são necessários trabalhos mais abrangentes com investigações mais detalhadas sobre os processos de primeira e segunda ordem envolvidos e como eles se relacionam.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, O. B. M. D. de. **Etnoconhecimento Sateré Mawé e a influência de fatores ambientais e antrópicos na distribuição de espécies florestais de interesse da etnia**. 2018. 52 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências de Florestas Tropicais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2018.

ARAÚJO, R. F. *et al.* Integrating high resolution drone imagery and forest inventory to distinguish canopy and understory trees and quantify their contributions to forest structure and dynamics. **Plos One**, [S.L.], v. 15, n. 12, p. 1-16, 10 dez. 2020. Public Library of Science (PLOS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0243079>.

ARMESTO, J. J.; MITCHELL, J. D.; VILLAGRAN, C. A. Comparison of spatial patterns of trees in some tropical and temperate forests. **Biotropica**, p. 1-11, 1986.

AUGSPURGER, C. K. Offspring recruitment around tropical trees: changes in cohort distance with time. **Oikos**, [S.L.], v. 40, n. 2, p. 189, fev. 1983. JSTOR. <http://dx.doi.org/10.2307/3544582>.

AUGSPURGER, C. K. Light Requirements of Neotropical Tree Seedlings: a comparative study of growth and survival. **The Journal Of Ecology**, [S.L.], v. 72, n. 3, p. 777, nov. 1984. JSTOR. <http://dx.doi.org/10.2307/2259531>

BADDELEY, A.; RUBAK, E.; TURNER, R. **Spatial point patterns: methodology and applications with R**. [S.L.]: CRC press, 2015. E-book. 810 p.

BADDELEY, A.; RUBAK, E.; TURNER, R. Package ‘spatstat’. **The Comprehensive R Archive Network**, 2020. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/spatstat/spatstat.pdf> Acesso em: 3 jan. 2021.

BAUWENS, S. *et al.* Forest inventory with terrestrial LiDAR: A comparison of static and hand-held mobile laser scanning. **Forests**, v. 7, n. 6, p. 127, 2016.

BENNETT, A. C. *et al.* Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. **Nature Plants**, [S.L.], v. 1, n. 10, p. 1-5, 28 set. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nplants.2015.139>.

BERNASOL, W. P.; LIMA-RIBEIRO, M. de S. Estrutura espacial e diamétrica de espécies arbóreas e seus condicionantes em um fragmento de cerrado sentido restrito no sudoeste goiano. **Hoehnea**, [S.L.], v. 37, n. 2, p. 181-198, 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s2236-89062010000200001>.

BILLINGS, W. D. The environmental complex in relation to plant growth and distribution. **The Quarterly Review of Biology**, [S.L.], v. 27, n. 3, p. 251-265, set. 1952. University of Chicago Press. <http://dx.doi.org/10.1086/399022>.

BIVAND, R. S.; PEBESMA, E.; GÓMEZ-RUBIO, V. **Applied Spatial Data Analysis with R**. 2. ed. New York, EUA: Springer, 2013. E-book. 405 p. DOI 10.1007/978-1-4614-7618-4

BRUM, H. D.; CAMARGO, J. L. C.; FERRAZ, I. D. K. Copaíba-roxa: *Copaifera multijuga* Hayne – Fabaceae. **Manual de Sementes da Amazônia, fascículo 9**, 12 p., Manaus: INPA, 2009.

CAMARGO, J. L. C.; FERRAZ, I. D. K.; SAMPAIO, P. T. B. Castanha-de-macaco *Cariniana micrantha* Ducke – Lecythydaceae. **Manual de Sementes da Amazônia, fascículo 2**, 8 p., Manaus: INPA, 2003.

CAPRETZ, R. L. *et al.* Padrão espacial de quatro formações florestais do estado de São Paulo, através da função K de Ripley. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 3, p. 551-565, 2012.

CARNEIRO, D. A. **Análise do padrão espacial de árvores emergentes em floresta de baixio e platô na região de Manaus**. 2019. 49 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência Florestal, Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2019.

CARNEIRO, V. M. C. **Composição florística e análise estrutural da floresta primária de terra firme na bacia do rio Cuieiras, Manaus-AM**. 2004. 67 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amazonas - UFAM, Manaus, 2004.

CASTRO, L. R. R. de. **Contributo para a criação de um sistema de apoio à gestão do risco de incêndio rural: o caso de Arouca**. 2017. 61 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica e Ordenamento do Território) - Curso de Sistemas de Informação Geográfica e Ordenamento do Território, Faculdade de Letras, Universidade do Porto, Porto, nov. 2017.

CLARK, D. A.; CLARK, D. B. Spacing dynamics of a tropical rain forest tree: evaluation of the Janzen-Connell model. **The American Naturalist**, [S.L.], v. 124, n. 6, p. 769-788, dez. 1984. University of Chicago Press. <http://dx.doi.org/10.1086/284316>.

CLARK, A.; CLARK, B. Getting to the canopy: tree height growth in a neotropical rain forest. **Ecology**, [S.L.], v. 82, n. 5, p. 1460-1472, mai. 2001. Wiley. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1460:gttcth\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1460:gttcth]2.0.co;2).

CLAY, J. W.; CLEMENT, C. R. **Selected species and strategies to enhance income generation from Amazonian Forests**. Rome: Food and agriculture organization of the United Nations, mai. 1993.

CLIMATE-DATA. **Dados climáticos para cidades mundiais**. 2019. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/>. Acesso em: 28 dez. 2019.

COCKLE, K.; MARTIN, K.; WIEBE, K. Selection of Nest Trees by Cavity-nesting Birds in the Neotropical Atlantic Forest. **Biotropica**, [S.L.], v. 43, n. 2, p. 228-236, 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00661.x>.

CONNELL, J. H. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. **Dynamics of populations**, v. 298, p. 298-313, 1971.

CRUZ, C. B. M. *et al.* Avaliação da exatidão planialtimétrica dos modelos digitais de superfície (MDS) e do terreno (MDT) obtidos através do LIDAR. *In*: Simpósio Brasileiro de

Sensoriamento Remoto - SBSR, 15, Curitiba, 2011. **Anais [...]**, p. 5463-5470, Curitiba: INPE, 2011.

DIXON, P. M.; Ripley's K Function. **Encyclopedia of Environmetrics**, Chichester (Inglaterra), p. 1796-1803, 2002.

EGBEWOLE, Z. T.; CLEMENT, S. A. Assessment of seed germination and early growth trial of *Ceiba pentandra* (L. Gaertn). **Journal Of Animal Production Advances**, [S.L.], v. 6, n. 12, p. 1039, 2016. ScopeMed Publishing. <http://dx.doi.org/10.5455/japa.20161227092516>.

FARIAS, S. M. de A. P. **Caracterização de espécies madeireiras como alternativas às tradicionalmente exploradas e utilizadas industrialmente na regional Tarauacá-Envira - estado do Acre**. 2015. 135 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Floresta, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

FERRAZ, I. D. K.; CAMARGO, J. L. C.; SAMPAIO, P. T. B. Andiroba: *Carapa guianensis* Aubl.; *Carapa procera*, D.C - Meliaceae. **Manual de Sementes da Amazônia, fascículo 1**, 6 p., Manaus: INPA, 2003.

MARQUES FILHO, A. de O.; DALLAROSA, R. G.; PACHÊCO, V. B. Radiação solar e distribuição vertical de área foliar em floresta–Reserva Biológica do Cuieiras–ZF2, Manaus. **Acta Amazon.**, v. 35, p. 427-436, 2005.

GIMOND, M. **Intro to GIS and Spatial Analysis**. 2020. Disponível em: <<https://mgimond.github.io/Spatial/>>. Acesso em: 18 nov. 2020.

GIONGO, M. *et al.* LiDAR: Princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 231–244, 2010.

GONZÁLEZ, J. de J. V.; VARGAS, F. H. Nesting density of Harpy Eagles in Darien with population size estimates for Panama. **Journal of Raptor Research**, Boise, EUA, v. 45, n. 3, p. 199-210, set. 2011.

GORGENS, E. B. *et al.* The giant trees of the Amazon basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 17, p. 373–374, 2019.

HAMILTON, W. D.; MAY, R. M. Dispersal in stable habitats. **Nature**, [S.L.], v. 269, n. 5629, p. 578-581, out. 1977. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/269578a0>.

HARDWICK, S. R. *et al.* The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: forest disturbance drives changes in microclimate. **Agricultural And Forest Meteorology**, [S.L.], v. 201, p. 187-195, fev. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.11.010>.

HERWITZ, S. R.; SLYE, R. E.; TURTON, S. M. Long-term survivorship and crown area dynamics of tropical rain forest canopy trees. **Ecology**, [S.L.], v. 81, n. 2, p. 585-597, fev. 2000. Wiley. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0585:tsaca\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0585:tsaca]2.0.co;2).

HIGUCHI, N. *et al.* Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. **Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 3, p. 295-304, 31 dez. 2004. Universidade Federal do Paraná. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v34i3.2417>.

HODNETT, M. G. *et al.* Soil water storage and groundwater behaviour in a catenary sequence beneath forest in central Amazonia: I. Comparisons between plateau, slope and valley floor. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, p. 265–277, 1997.

HUBBELL, S. P. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. **Science**, [S.L.], v. 203, n. 4387, p. 1299-1309, mar. 1979. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.203.4387.1299>.

HUBBELL, S. P. Seed predation and the coexistence of tree species in Tropical Forests. **Oikos**, [S.L.], v. 35, n. 2, p. 214, out. 1980. JSTOR. <http://dx.doi.org/10.2307/3544429>.

HUTCHINGS, M. J. The structure of plant populations. **Plant ecology**, p. 325 – 358, 1997.

IBAM. **Caderno de estudo**: Bioma Amazônia e o desmatamento. Rio de Janeiro: IBAM, 2015. 57 p.

IBF. **Bioma Amazônico**. Disponível em: <https://www.ibflorestas.org.br/bioma-amazonico>. Acesso em: 20 nov. 2020.

IBGE. **Mapeamento de recursos naturais do Brasil**. 2018a. Pedologia 1:250.000
Disponível em:
https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/vetores/escala_250_mil/.
Acesso em: 23 jan. 2021.

IBGE. **Mapeamento de recursos naturais do Brasil**. 2018b. Vegetação 1:250.000
Disponível em:
https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/vetores/escala_250_mil/.
Acesso em: 23 jan. 2021.

IBGE. **Modelo Digital de Elevação - MDE**. 2021. Disponível em:
<https://www.ibge.gov.br/geociencias/modelos-digitais-de-superficie/modelos-digitais-de-superficie/10856-mde-modelo-digital-de-elevacao.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 18 mar. 2021.

ICMBIO. **Amazônia**. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/amazonia>. Acesso em: 20 out. 2020.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **The American Naturalist**, v. 104, n. 940, p. 501-528, 1970.

JANSEN, P. A.; BONGERS, F.; MEER, P. J. Van Der. Is farther seed dispersal better? Spatial patterns of offspring mortality in three rainforest tree species with different dispersal abilities. **Ecography**, [S.L.], v. 31, n. 1, p. 43-52, 14 dez. 2007. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05156.x>.

JUCKER, T. *et al.* Canopy structure and topography jointly constrain the microclimate of human-modified tropical landscapes. **Global Change Biology**, [S.L.], v. 24, n. 11, p. 5243-5258, 23 set. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14415>.

KENZO, T. *et al.* Changes in photosynthesis and leaf characteristics with tree height in five dipterocarp species in a tropical rain forest. **Tree Physiology**, Victoria, Canada, v. 26, n. 7, p. 865-873, 1 jul. 2006. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/treephys/26.7.865>.

KOCH, G. W. *et al.* The limits to tree height. **Nature**, v. 428, p. 851–854, 2004.

KRAUS, K.; PFEIFER, N. Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. **ISPRS Journal of Photogrammetry and remote Sensing**, Vienna, Austria, v. 53, n. 4, p. 193-203, 1998.

KRAUS, K; PFEIFER, N. Advanced DTM generation from LIDAR data. **International Archives of Photogrammetry Remote Sensing And Spatial Information Sciences**, v. 34, n. 3, p. 23-30, 2001.

LAURANCE, W. F. *et al.* Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, [S.L.], v. 404, n. 6780, p. 836-836, abr. 2000. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/35009032>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35009032>. Acesso em: 14 mar. 2020.

LEGENDRE, P.; FORTIN, M. J. Spatial pattern and ecological analysis. **Vegetatio**, v. 80, n. 2, p. 107-138, 1989.

LEMES, M. R. *et al.* Population genetic structure of mahogany (*Swietenia macrophylla* King, Meliaceae) across the Brazilian Amazon, based on variation at microsatellite loci: implications for conservation. **Molecular Ecology**, [S.L.], v. 12, n. 11, p. 2875-2883, 5 set. 2003. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-294x.2003.01950.x>.

LIMA JÚNIOR, M. de J. V.; GALVÃO, M. S. Mogno: *Swietenia macrophylla* King. **Informativo técnico Rede de Sementes da Amazônia**. 2005. Disponível em: https://www.inpa.gov.br/sementes/iT/8_Mogno.pdf . Acesso em: 10 mar. 2021.

LINDENMAYER, D. B.; LAURANCE, W. F.; FRANKLIN, J. F. Global decline in large old trees. **Science**, [S.L.], v. 338, n. 6112, p. 1305-1306, 6 dez. 2012. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1231070>.

LINDENMAYER, D. B.; LAURANCE, W. F. The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 92, n. 3, p. 1434-1458, 2016a.

LINDENMAYER, D. B.; LAURANCE, W. F. The unique challenges of conserving large old trees. **Trends In Ecology & Evolution**, [S.L.], v. 31, n. 6, p. 416-418, jun. 2016b. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2016.03.003>.

LUTZ, J. A. *et al.* Global importance of large-diameter trees. **Global Ecology And Biogeography**, [S.L.], v. 27, n. 7, p. 849-864, mai. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12747>.

MANNING, A. D.; FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 132, n. 3, p. 311-321, out. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.023>.

MAYORGA, S. L. M.; MOLINA, J. M. J. Usos de información georreferenciada para prestación de servicios a la población: una revisión de literatura. **Geofocus Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de La Información Geográfica**, [S.L.], v. 20, p. 201-229, 27 dez. 2017. Asociacion Espanola de Geografia. <http://dx.doi.org/10.21138/gf.572>.

MCGAUGHEY, R. J. **Fusion/LDV: Software for LIDAR data analysis and visualization** (Ver. 4.00). [S.L.]: USDA Forest Service–Pacific Northwest Research Station, mar. 2020. E-book. 212 p.

MEDEIROS, R. A. **Dinâmica de sucessão secundária em floresta de transição na Amazônia Meridional**. 2004. 102 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agricultura Tropical, Universidade Federal de Mato Grosso Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Cuiabá, 2004.

MESQUITA, M. R.; FERRAZ, I. D. K.; CAMARGO J. L. C. Angelim-vermelho: *Dinizia excelsa* Ducke – Fabaceae. **Manual de Sementes da Amazônia, fascículo 8**, 12 p., Manaus: INPA, 2009.

MMA. *Uso e Cobertura da Terra na Floresta Amazônica*. 2006. 154 p. Disponível em: http://mapas.mma.gov.br/geodados/brasil/vegetacao/vegetacao2002/amazonia/documentos/relatorio_final.pdf . Acesso em: 20 nov. 2019

MOTTA, A. Z. V. **Influência dos fatores ambientais na altura de árvores emergentes na Amazônia brasileira**. 2020. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência Florestal, Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2020.

MORISITA, Masaaki. Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distributional patterns. **Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ., Ser. E (Biol.)**, v. 2, p. 215-235, 1959.

MÜLLER, A. J.; CARVALHO, A. de S. Uso de produtos CERBS para o zoneamento geoambiental de Presidente Figueiredo, no Amazonas. *In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)*, 12, Goiânia. **Anais [...]**, p. 1035-1044, Goiânia: INPE, 2005.

NATHAN, R.; MULLER-LANDAU, H. C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Trends In Ecology & Evolution**, [S.L.], v. 15, n. 7, p. 278-285, jul. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)01874-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0169-5347(00)01874-7).

NEPSTAD, D. C. *et al.* Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon Forest. **Ecology**, [S.L.], v. 88, n. 9, p. 2259-2269, set. 2007. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/06-1046.1>.

ODUM, E. P. **Ecologia**. 1 ed. Rio de Janeiro: Guanabara S.A., 1966. 434p

OECO. **Entendendo a Amazônia**. 2013. Disponível em: <https://www.oeco.org.br/dicionario-ambiental/27275-entendendo-a-amazonia/>. Acesso em: 16 mar. 2021.

OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L. do. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazon**. v. 34, p. 21-34, 2004.

OLIVEIRA, C. P. de. **Biomassa e carbono por meio de inventário convencional e LiDAR em floresta seca no nordeste do Brasil**. 2019. 105 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Florestais, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2019.

OLIVEIRA, C. P. *et al.* Modeling and Spatialization of Biomass and Carbon Stock Using LiDAR Metrics in Tropical Dry Forest, Brazil. **Forests**, [S.L.], v. 12, n. 4, p. 473, 13 abr. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/f12040473>.

PERRY, J. N.; DIXON, P. M. A new method to measure spatial association for ecological count data. **Écoscience**, [S.L.], v. 9, n. 2, p. 133-141, jan. 2002. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/11956860.2002.11682699>.

PHILLIPS, O. L. *et al.* Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, [S.L.], v. 359, n. 1443, p. 381-407, 29 mar. 2004. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2003.1438>.

PHOONJAMPA, R. *et al.* Selection of sleeping trees in pileated gibbons (*Hylobates pileatus*). **American Journal of Primatology**, [S.L.], p. 617-625, 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ajp.20818>.

PINHEIRO, T. F. **Caracterização de fitofisionomias em uma floresta de terra-firme da Amazônia Central por inventário florístico e por textura de imagens simulação do MAPSAR (Multi-Application Purpose Sar)**. 2008. 125 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2008.

PINHO, B. X. **Respostas funcionais de assembleias de árvores a gradientes biogeográficos, climáticos e de uso-do-solo em Florestas Neotropicais**. 2019. 253 f. Tese (Doutorado) - Curso de Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2019.

POOLE, Robert W. **Introduction to quantitative ecology**. New York: McGraw-Hill, 1974.

PUIG, H. **A Floresta Tropical Úmida**. São Paulo: Ed. UNESP, 2008

QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2017. **QGIS Geographic Information System. Open-Source Geospatial Foundation**. Disponível em: 2020.

QUESADA, C. A. *et al.* Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. **Biogeosciences**, [S.L.], v. 8, n. 6, p. 1415-1440, 1 jun. 2011. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-8-1415-2011>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/>>. 2020.

RANZANI, G. Identificação e caracterização de alguns solos da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 10, n. 1, p. 7-41, mar. 1980. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1809-43921980101007>.

RIFAI, S. W. *et al.* Landscape-scale consequences of differential tree mortality from catastrophic wind disturbance in the Amazon. **Ecological Applications**, [S.L.], v. 26, n. 7, p. 2225-2237, 21 set. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/eap.1368>.

RIPLEY, B. D. Modelling spatial patterns. **Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)**, v. 39, n. 2, p. 172-192, 1977.

RUBIN, J. Optimal classification into groups: an approach for solving the taxonomy problem. **Journal of Theoretical Biology**, v. 15, n. 1, p. 103-144, 1967.

RYAN, M. G.; YODER, B. J. Hydraulic Limits to Tree Height and Tree Growth. **Bioscience**, [S.L.], v. 47, n. 4, p. 235-242, abr. 1997. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.2307/1313077>.

SAKAI, Shoko *et al.* Plant reproductive phenology over four years including an episode of general flowering in a lowland dipterocarp forest, Sarawak, Malaysia. **American Journal of Botany**, v. 86, n. 10, p. 1414-1436, 1999.

SALOMÃO, R. de P. Densidade, estrutura e distribuição espacial de castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa* H. & B.) em dois platôs de floresta ombrófila densa na Amazônia setentrional brasileira. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi Ciências Naturais**, Belém, v. 4, n. 1, p. 11-25, abr. 2009.

SANTOS, H. G. dos *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018. 376 p.

SCHEFFER, M. *et al.* A global climate niche for giant trees. **Global Change Biology**, [S.L.], v. 24, n. 7, p. 2875-2883, 2 mai. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14167>.

SCHUPP, E. W.; FUENTES, M. Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant population ecology. **Écoscience**, [S.L.], v. 2, n. 3, p. 267-275, jan. 1995. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/11956860.1995.11682293>.

SILVA, C. A. **Carbono na parte aérea de plantios de *Eucalyptus* spp. - em nível de árvore por amostragem destrutiva e para talhões inteiros após o ajuste de métricas LiDAR**. 2013. 152 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Recursos Florestais, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

SILVA, K. E. da. Jacareúba: *Calophyllum brasiliense*. **Informativo Técnico Rede de Sementes da Amazônia**. 2005. Disponível em: https://www.inpa.gov.br/sementes/iT/11_Jacareuba.pdf. Acesso em: 10 mar. 2021.

SILVA, R. P. da. **padrões de crescimento de árvores que ocorrem em diferentes topossequências na região de Manaus (AM)**. 2001. 60 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências de Florestas Tropicais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2001.

SMITH, T. E. **Notebook on Spatial Data Analysis**. 2020. Disponível em: <http://www.seas.upenn.edu/~ese502/#notebook>. Acesso em: 18 nov. 2020.

SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. **Incêndios Florestais: Controle, efeitos e uso do fogo**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2007. 250 p.

SOUSA, M. M. P. de. **Estrutura e composição das comunidades de árvores na bacia do alto rio Negro**. 2012. 88 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Botânica, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2012.

SOUZA, L. A. de. **Influência do microclima de uma floresta primária de baixio e de platô sobre a temperatura e trocas gasosa foliares de duas espécies arbóreas na Amazônia Central**. 2008. 72 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biologia Tropical e Recursos Naturais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2008.

THOMAS, C. D.; KUNIN, W. E. The spatial structure of populations. **Journal Of Animal Ecology**, [S.L.], v. 68, n. 4, p. 647-657, jul. 1999. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2656.1999.00330.x>.

THOMAS, R. Q. *et al.* Low mortality in tall tropical trees. **Ecology**, [S.L.], v. 94, n. 4, p. 920-929, abr. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/12-0939.1>.

TOLEDO, J. J. de. **Influência de solo e topografia sobre a mortalidade de árvores e decomposição da madeira em uma floresta de terra-firme na Amazônia Central**. 2009. 75 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2009.

TYREE, M. T.; SPERRY, J. S. Vulnerability of Xylem to Cavitation and Embolism. **Annual Review Of Plant Physiology And Plant Molecular Biology**, [S.L.], v. 40, n. 1, p. 19-36, jun. 1989. Annual Reviews. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.pp.40.060189.000315>. Disponível

em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.pp.40.060189.000315>. Acesso em: 15 abr. 2020.

VAZ, M. C. **Diversidade de estratégias ecológicas das espécies de árvores dominantes de uma floresta de terra firme da Amazônia Central**. 2011. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência na Área de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

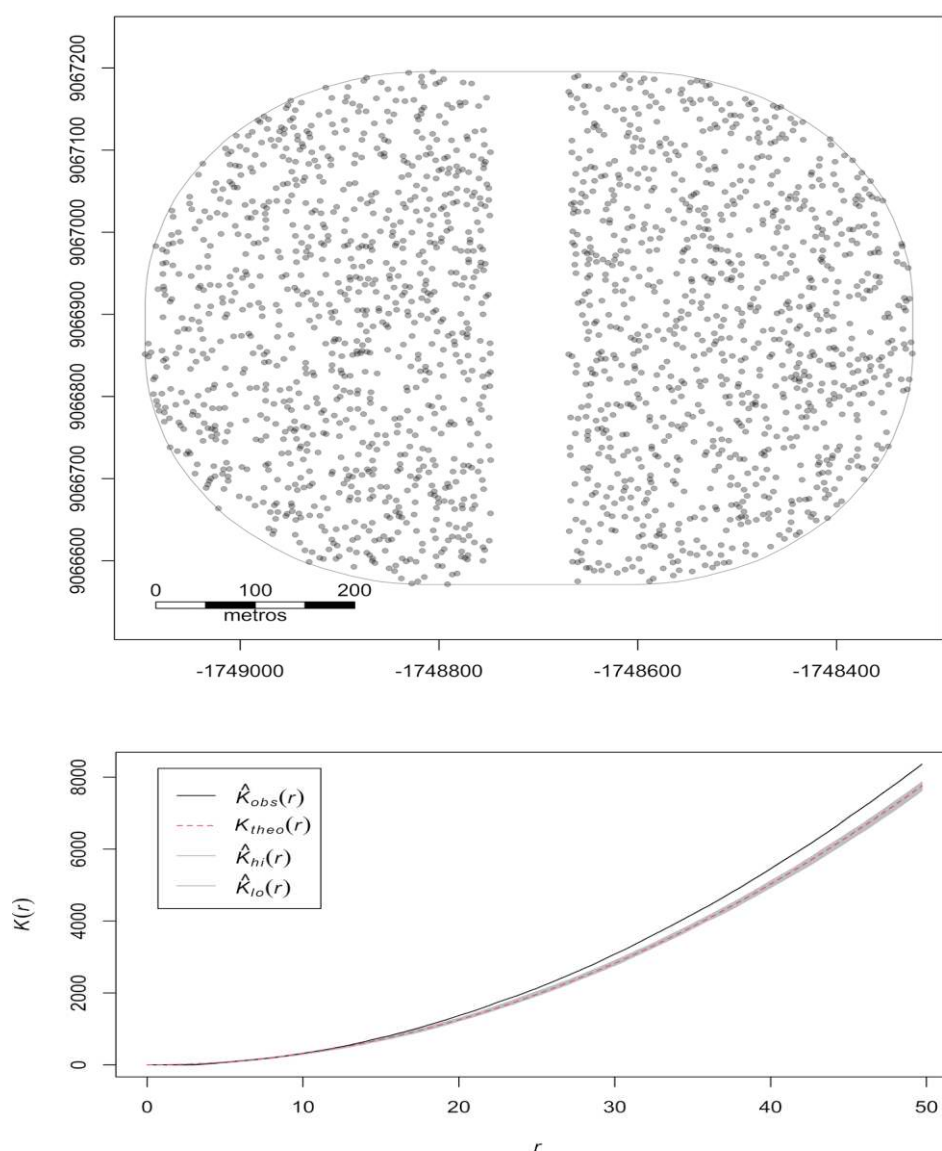
VIEIRA, D. dos S. **Padrão espacial de espécies arbóreas no baixo rio Tapajós**. 2015. 99 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência Florestal, Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2015.

ZAPPI, D. C. *et al.* Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in brazil. **Rodriguésia**, [S.L.], v. 66, n. 4, p. 1085-1113, out. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201566411>. Disponível em: https://figshare.com/articles/dataset/Seed_Plants_Authors/1531952. Acesso em: 10 abr. 2021.

APÊNDICE A – TESTE DE INFLUÊNCIA DE FRAGMENTAÇÃO DE POLÍGONO NOS RESULTADOS DA FUNÇÃO K DE RIPLEY COM CORREÇÃO ISOTRÓPICA

Inicialmente criou-se um polígono com aproximadamente 36,5 ha. Dentro do polígono foram criados 2000 pontos aleatoriamente distribuídos. Optou-se por manter a área central sem pontos, criando um cenário mais complexo. Calculou-se a função K de Ripley com correção isotrópica (FIG. 23). A distribuição manteve-se aleatória nos raios iniciais e posteriormente agregada. Esse fato se dá devido ao efeito da faixa central sem pontos.

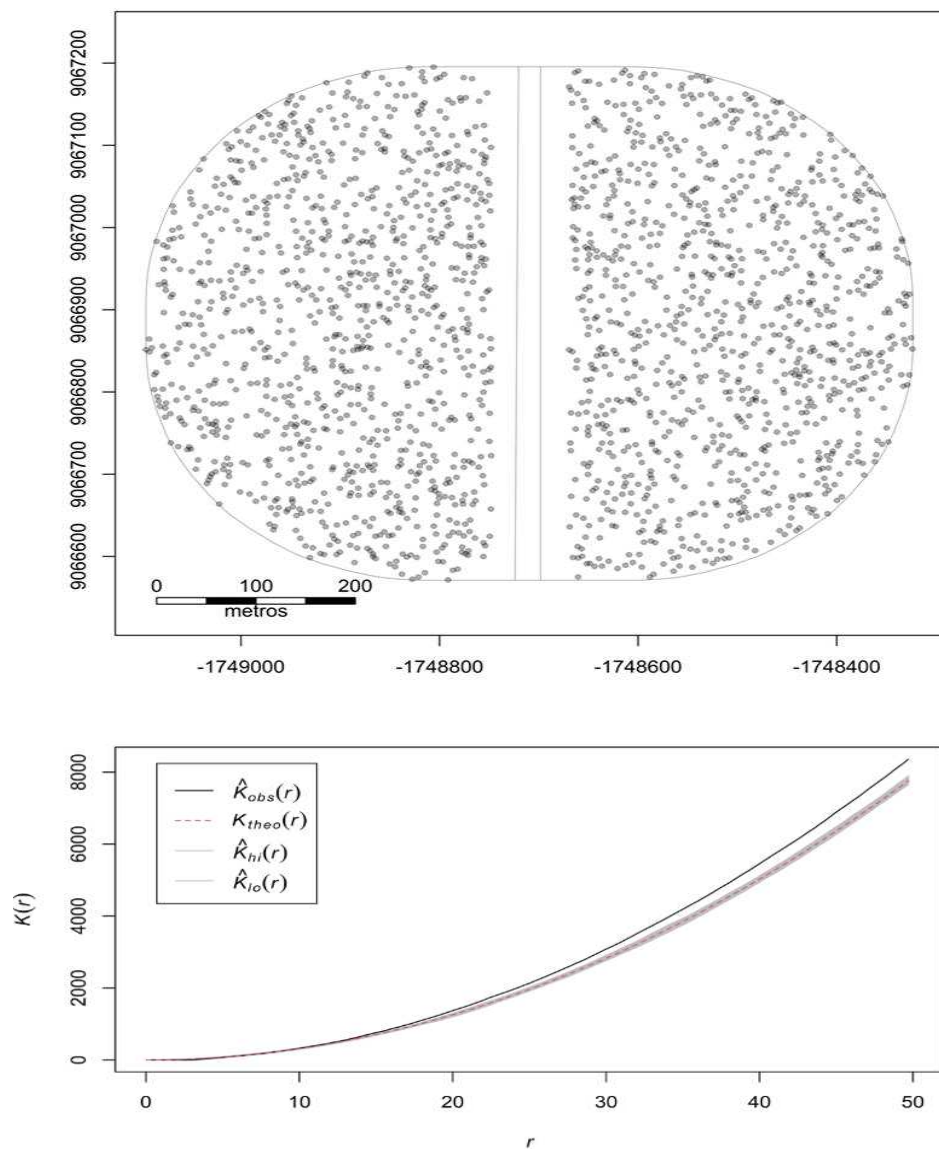
Figura 23 – Teste da função K de Ripley. Acima a área e os pontos de exemplo. Abaixo a função K de Ripley com correção isotrópica para esta área.



Fonte: autor.

Na etapa seguinte o polígono foi dividido em três, porém manteve-se na mesma posição. Calculou-se a função K de Ripley com correção isotrópica (FIG. 24). O corte central possui a menor largura com aproximadamente 17,5 metros. O padrão de distribuição espacial manteve-se semelhante.

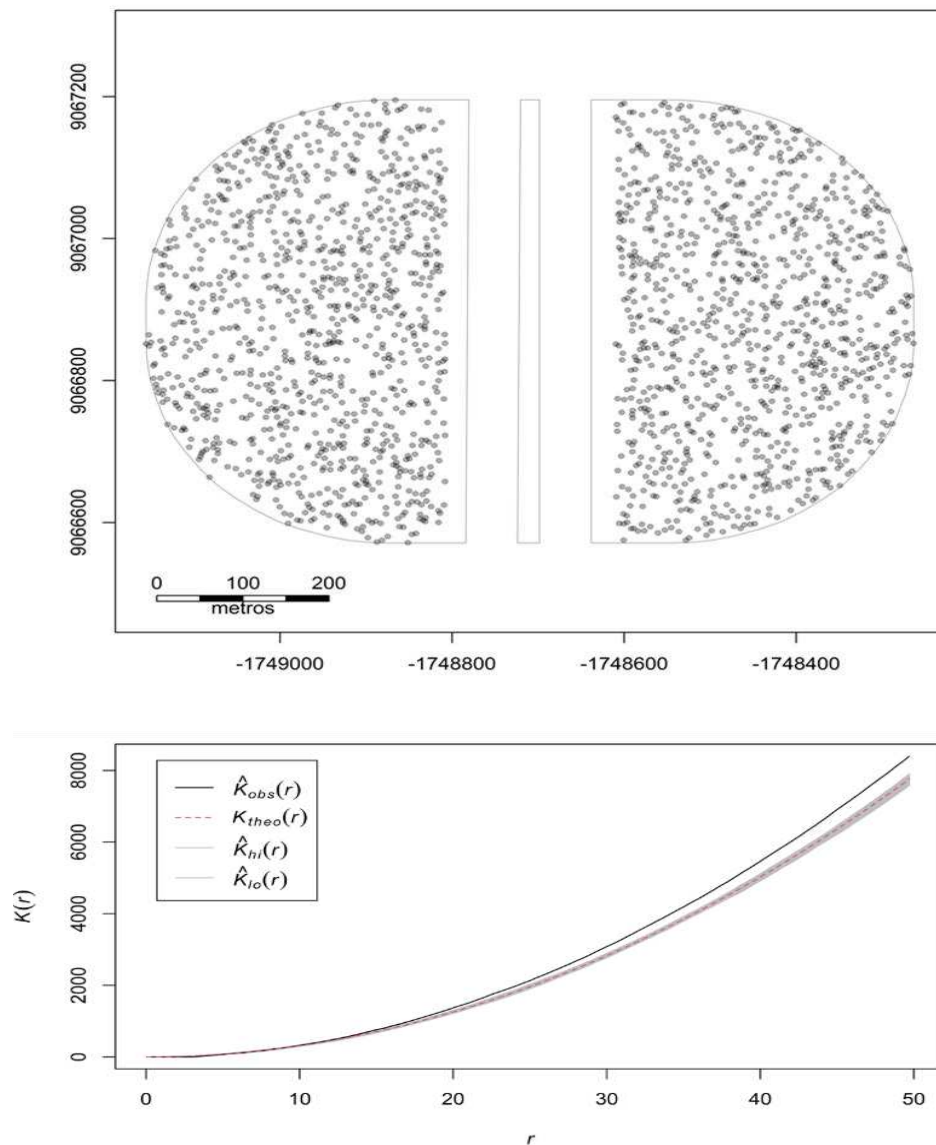
Figura 24 – Polígono cortado. Acima a área cortada e os pontos de exemplo. Abaixo a função K de Ripley com correção isotrópica para esta área.



Fonte: autor

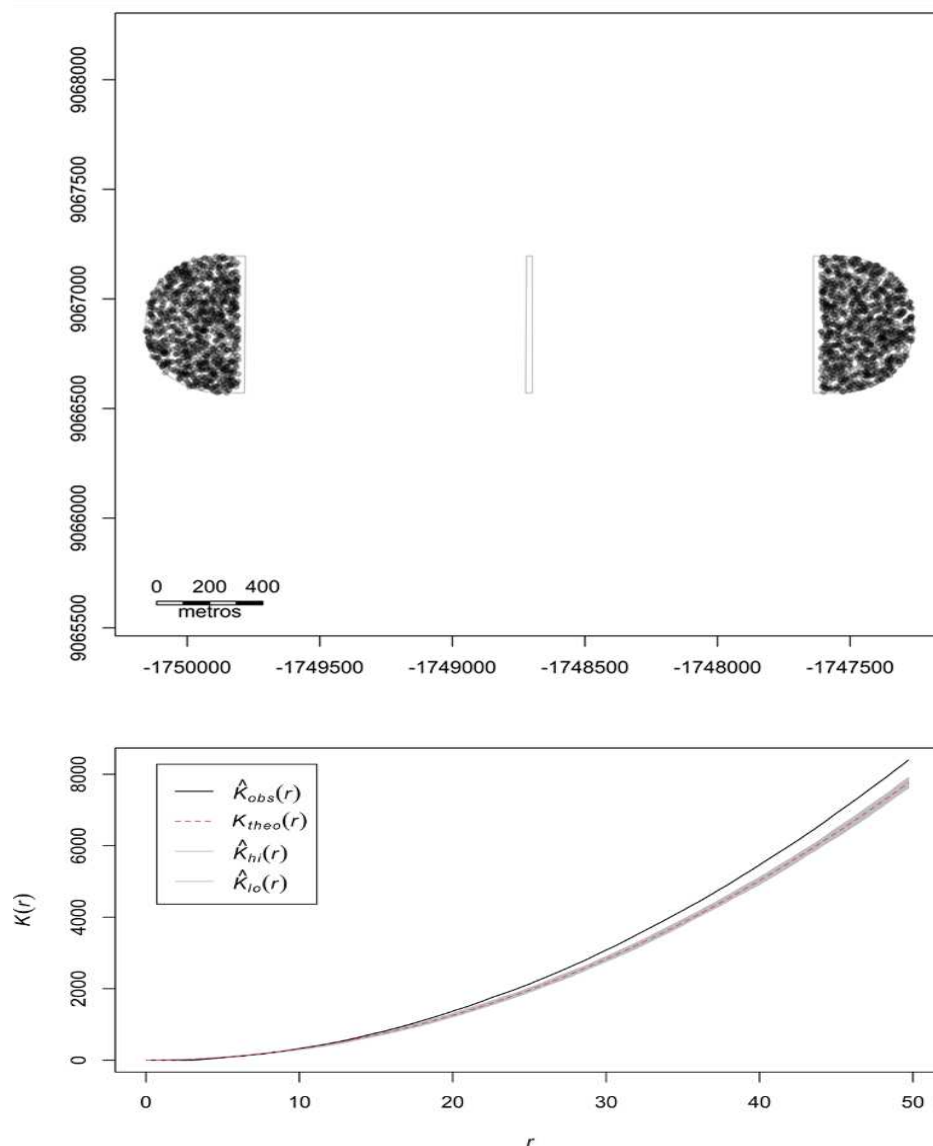
Os polígonos laterais foram afastados em relação ao polígono central. Primeiro moveu-se cada polígono lateral 56 metros (FIG. 25) e posteriormente 1000 metros (FIG. 26). Calculou-se a função K de Ripley com correção isotrópica para as duas situações. Não houveram diferenças quanto a distribuição, mantendo-se completa aleatoriedade espacial nos raios iniciais e agregamento nos subsequentes. Constatou-se então que a função K de Ripley com correção isotrópica tem pouca influência com a fragmentação da área.

Figura 25 – Polígonos laterais afastados 56 metros em relação ao polígono central. Acima a área e os pontos de exemplo. Abaixo a função K de Ripley com correção isotrópica para esta área.



Fonte: autor

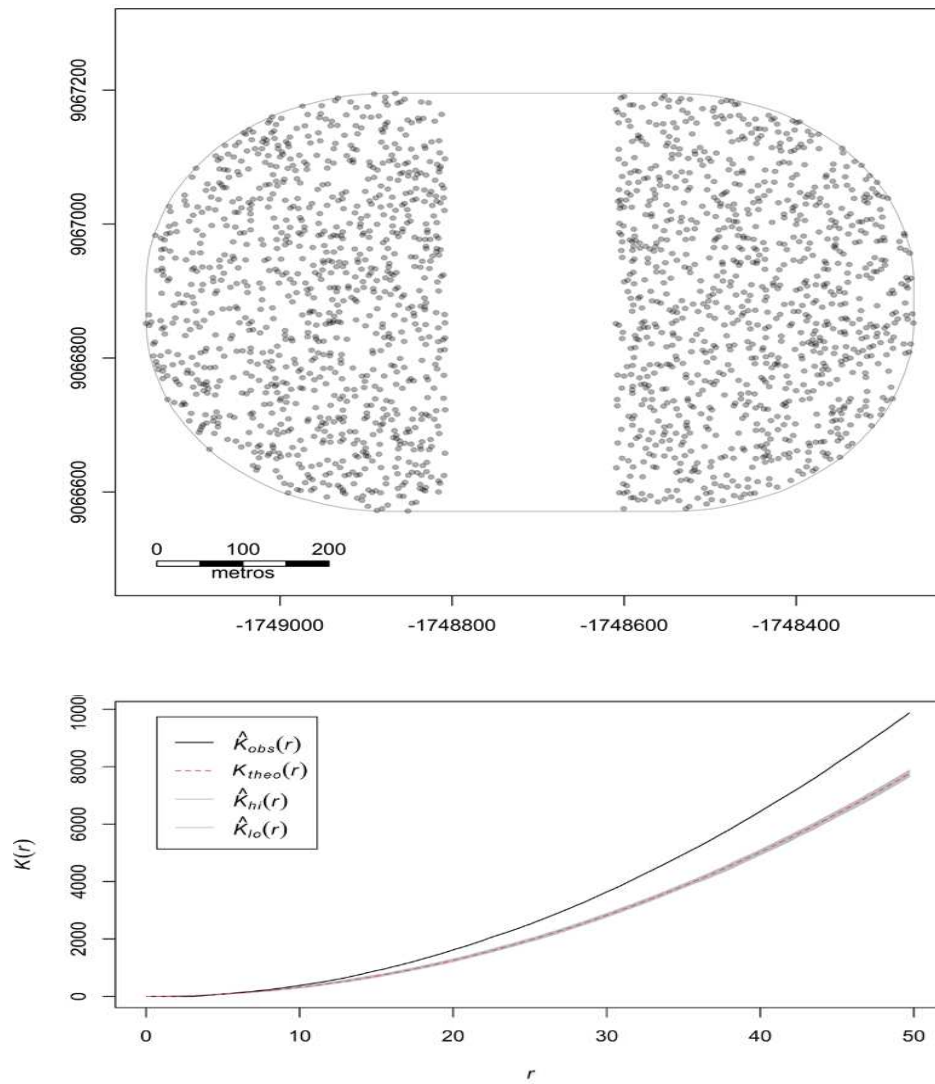
Figura 25 – Polígonos laterais afastados 1000 metros em relação ao polígono central. Acima a área e os pontos de exemplo. Abaixo a função K de Ripley com correção isotrópica para esta área.



Fonte: autor

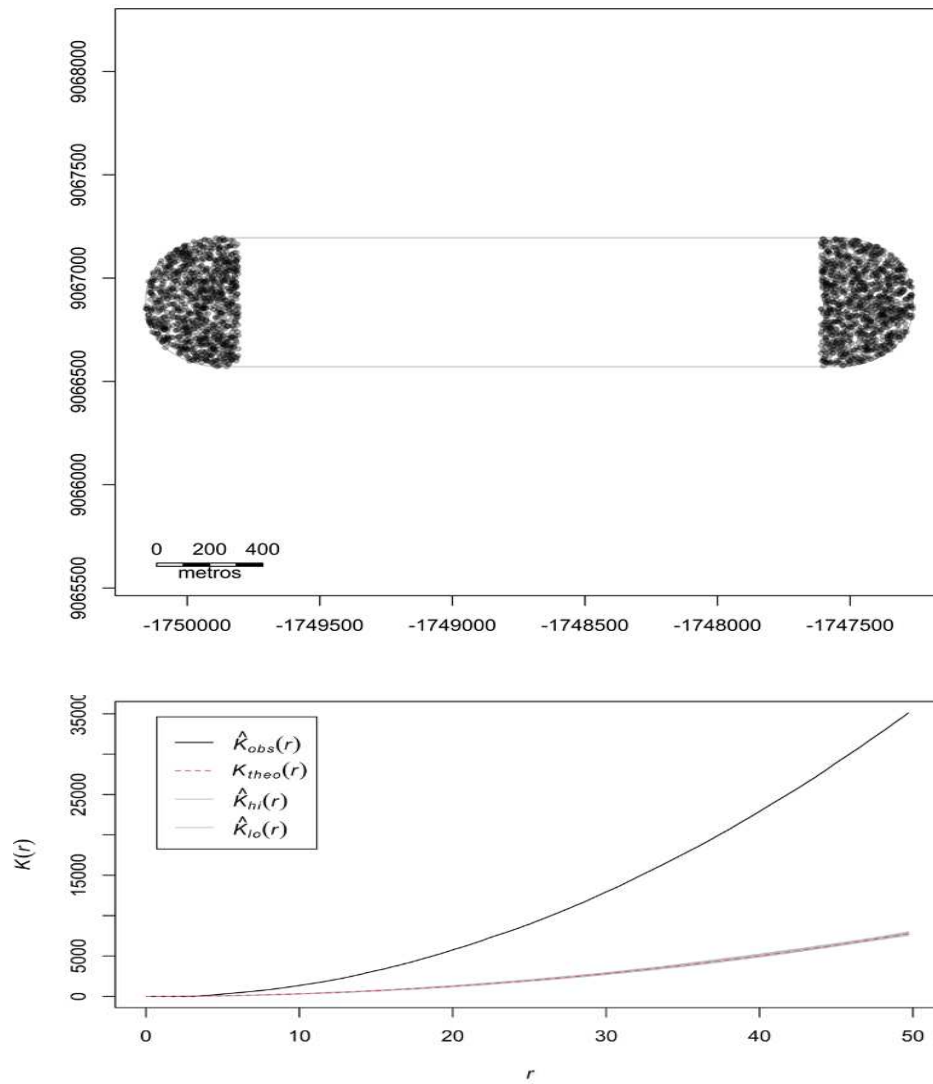
Para deixar o teste mais completo, realizou-se dois novos processos, preenchendo os espaços criados quando afastado os polígonos laterais em relação ao centro. Nessa etapa o polígono com afastamento de 56 metros passou a ter aproximadamente 43 ha (FIG 26) e o polígono com afastamento de 1000 metros possui aproximadamente 154 ha (FIG. 27). Calculou-se a função K de Ripley com correção isotrópica. A distribuição espacial tornou-se mais agregada com o aumento da área da janela de processamento.

Figura 26 – Polígonos laterais afastados 56 metros em relação ao polígono central com espaço vazio adicionado ao cálculo. Acima a área e os pontos de exemplo. Abaixo a função K de Ripley com correção isotrópica para esta área.



Fonte: autor

Figura 27 — Polígonos laterais afastados 1000 metros em relação ao polígono central com espaço vazio adicionado ao cálculo. Acima a área e os pontos de exemplo. Abaixo a função K de Ripley com correção isotrópica para esta área.



Fonte: autor

APÊNDICE B – SCRIPTS PARA MAPEAMENTO, DETERMINAÇÃO DE ALTURA E FUNÇÃO K DE RIPLEY DAS ÁRVORES EMERGENTES.

Algoritmo Fusion/ LDV para mapeamento e determinação das alturas das árvores emergentes.

REM Filtrando dados com 4.5 desvios padrões em uma janela de 30 metros

REM FilterData [switches] FilterType FilterParms WindowSize OutputFile DataFile
C:\FUSION\FilterData outlier 4.5 30 C:\fus\filter\EXEMPLO.las C:\fus\las\EXEMPLO.las

pause

REM Filtrando os retornos referentes ao solo

REM GroundFilter [switches] outputfile cellsize datafile1
C:\fusion\GroundFilter C:\fus\gf\EXEMPLOgnd.las 8 C:\fus\filter\EXEMPLO.las

pause

REM Criando o Modelo Digital de Elevação e convertendo para o formato TIF

REM GridSurfaceCreate [switches] surfacefile cellsize xyunits zunits coordsys zone
horizdatum vertdatum datafile1

C:\fusion\GridSurfaceCreate C:\fus\dtm\EXEMPLOdtm.dtm 1 m m 1 0 0 0
c:\fus\gf\EXEMPLOgnd.las

REM DTM2TIF [switches] inputfile [outputfile]

C:\FUSION\DTM2TIF C:\fus\dtm\EXEMPLOdtm.dtm

pause

REM Criando o Modelo Digital da Altura de Dossel normalizado

REM CanopyModel [switches] surfacefile cellsize xyunits zunits coordsys zone horizdatum
vertdatum datafile1

C:\FUSION \CanopyModel /ground:c:\fus\dtm\EXEMPLOdtm.dtm /ascii
C:\fus\dtm\EXEMPLOchm.dtm 1 m m 1 0 0 0 c:\fus\filter\EXEMPLO.las

pause

REM Dividindo o transecto para facilitar o processo computacional

REM SplitDTM [switches] inputDTM outputDTM columns rows

```
C:\FUSION \SplitDTM C:\fus\dtm\EXEMPLOchm.dtm C:\fus\tiles\EXEMPLOchm_tile.dtm
2 2
```

```
pause
```

```
REM Extraindo a localização e altura das árvores
```

```
REM CanopyMaxima [switches] inputfile outputfile
```

```
for %%N in (1 2) do (
```

```
    call c:\fusion\CanopyMaxima /threshold:30 /wse:20,0,0,0 /shape
    C:\fus\tiles\EXEMPLOchm_tile_0001_000%%N.dtm
    C:\fus\csv\EXEMPLOtree_tile_0001_000%%N.csv
```

```
)
```

```
for %%N in (1 2) do (
```

```
    call c:\fusion\CanopyMaxima /threshold:30 /wse:20,0,0,0 /shape
    C:\fus\tiles\EXEMPLOchm_tile_0002_000%%N.dtm
    C:\fus\csv\EXEMPLOtree_tile_0002_000%%N.csv
```

```
)
```

```
Pause
```

Script R para filtro das árvores emergentes e cálculo da função K de Ripley com correção isotrópica.

```
#-----
```

```
# Cálculo de Ripley
```

```
#-----
```

```
# Carregando pacotes
```

```
require(spatstat)
```

```
require(sp)
```

```
require(maptools)
```

```
require(magrittr)
```

```
require(dplyr)
```

```
# Carregando árvores emergentes
```

```

treeList1 <- read.table("EXEMPLOtree_tile_0001_0001_treelist.csv", header = T, sep = ",",
dec = ".")
treeList2 <- read.table("EXEMPLOtree_tile_0001_0002_treelist.csv", header = T, sep = ",",
dec = ".")
treeList3 <- read.table("EXEMPLOtree_tile_0002_0001_treelist.csv", header = T, sep = ",",
dec = ".")
treeList4 <- read.table("EXEMPLOtree_tile_0002_0002_treelist.csv", header = T, sep = ",",
dec = ".")

emergentTree <- rbind(treeList1, treeList2, treeList3, treeList4)

# Filtrando percentil 95

emergentTree %<>% filter (Height > quantile(emergentTree$Height,.95))

# Criando poligono com extensões

coordinates(emergentTree) = ~X+Y

# Criando windows a partir de um arquivo vetorial shapefile

S <- readShapePoly("AREA.shp")

SP <- as (S, "SpatialPolygons")

W <- as (SP, "owin")

# Criando ppp

p <- ppp(emergentTree$X, emergentTree$Y, window = W)

plot(p)

```

Função K de Ripley com correção isotrópica e envelope com 100 simulações de Monte Carlo

```
ke <- envelope(p,Kest, correction = c ("isotropic", "Ripley"), nsim = 100)
```

Plotando Função K

```
plot(ke,xlim = c (0,150), main = " ")
```

Salvando imagens

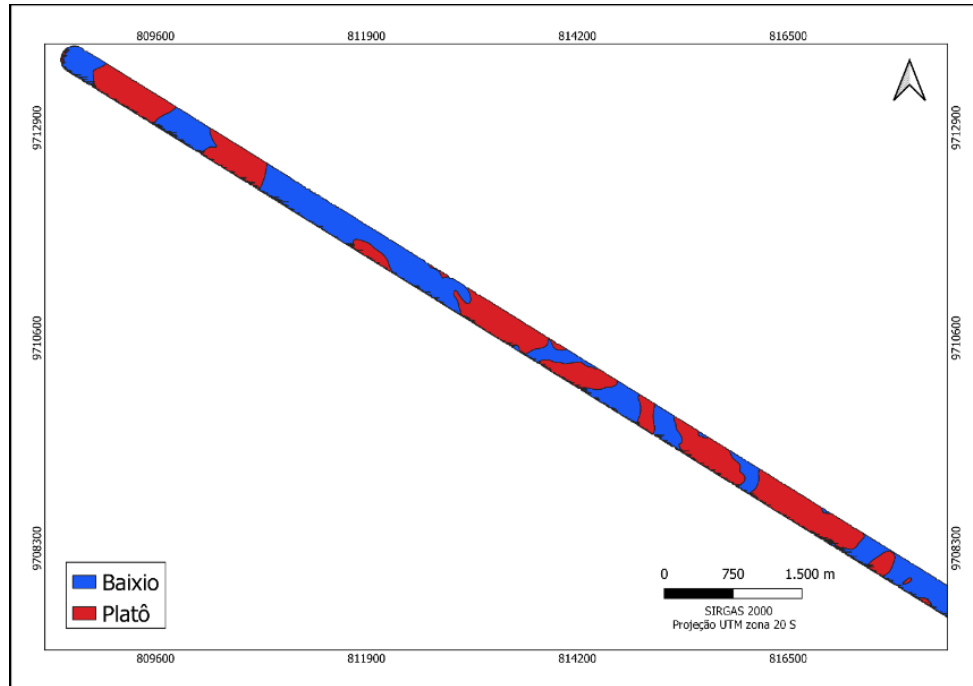
```
png(filename = "IMAGEM.png", res = 1200, width = 200, height = 130, units = "mm")
```

```
plot(ke,xlim = c (0,150), main = " ")
```

```
dev.off()
```

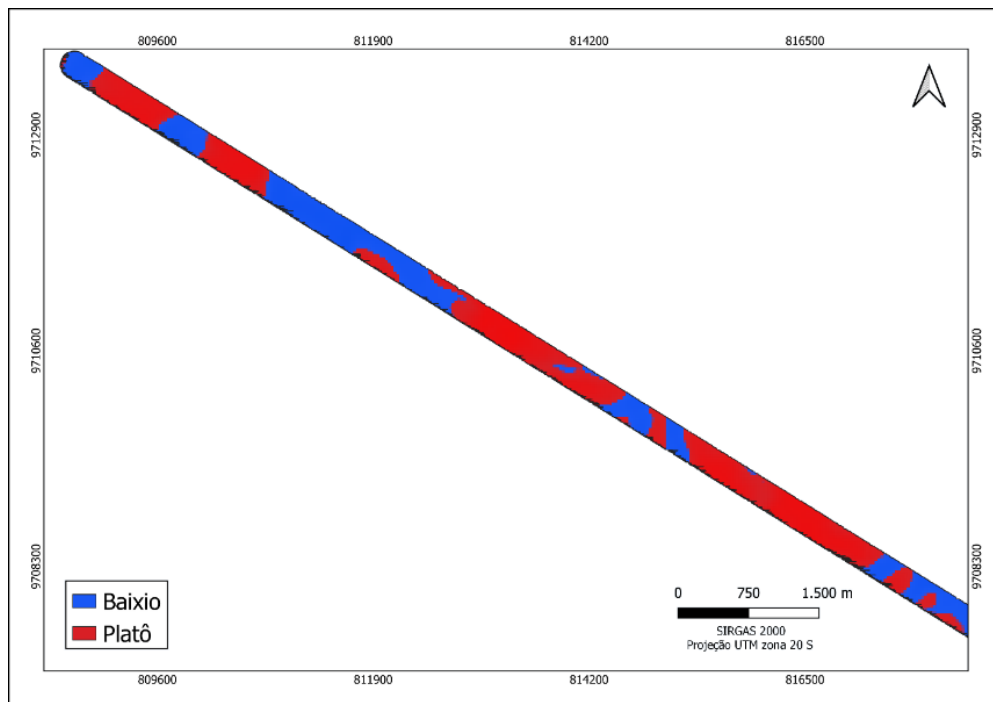
APÊNDICE C – COMPARAÇÃO ENTRE O MÉTODOS DE CLASSIFICAÇÃO AUTOMÁTICO E MANUAL

Figura 28 - Classificação de baixios e platôs propostos por Carneiro (2019). Divisão manual com limite de 85 metros de altitude.



Fonte: autor

Figura 29 - Classificação não supervisionada de baixios e platôs



Fonte: autor